



**Joana Raínho**

**Mortágua de Almeida**

**Poluição por águas pluviais: A qualidade da água em  
esteiros da Ria de Aveiro e o uso do solo na orla do  
estuário**



**Joana Raínho**

**Mortágua de Almeida**

**Poluição por águas pluviais: A qualidade da água em  
esteiros da Ria de Aveiro e o uso do solo na orla do  
estuário**

Dissertação apresentada à Universidade de Aveiro para cumprimento dos requisitos necessários à obtenção do grau de Mestre em Mestrado de 2º ciclo em Engenharia do Ambiente, realizada sob a orientação científica do Dr. José de Jesus Figueiredo da Silva, Professor doutorado do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro

## **Agradecimentos**

Agradeço ao professor Dr. José Figueiredo da Silva do Departamento de Ambiente e Ordenamento, orientador desta dissertação de mestrado, pela sua disponibilidade, pelos seus ensinamentos e pela ajuda prestada durante o trabalho de campo, de laboratório e na elaboração do relatório;

Agradeço ao Eng.º Acílio Vitória, Eng.º Fernando Almeida, Eng.ª Paula Lopes, Eng.ª Cristina, da Divisão de Ambiente da Câmara Municipal de Aveiro, pelo apoio durante o meu estágio curricular e pelo fornecimento de dados necessários à realização deste trabalho;

Agradeço à Eng.ª Luísa Barrosa, da Câmara Municipal de Estarreja, pelos resultados químicos e microbiológicos obtidos no rio Jardim e rio Antuã no âmbito do projecto AmbiRia;

Agradeço ao professor Dr. Mário Cerqueira do Departamento de Ambiente e Ordenamento, pelos resultados químicos e microbiológicos determinados no Baixo Vouga Lagunar;

Agradeço ao professor Fernando Almeida do Departamento de Geociências, pela ajuda na utilização das ferramentas de SIG;

Agradeço à Eng.ª Lurdes e D. Manuela do Departamento de Ambiente e Ordenamento, pela ajuda prestada na utilização de equipamentos e material necessário para o trabalho de laboratório;

Agradeço ao Eng.º Eduardo Oliveira, colega de laboratório e de curso, pela sua amizade e apoio prestado durante o trabalho de laboratório;

Agradeço aos meus pais, Manuel Almeida e Celeste Raínho, pela sua paciência, apoio e compreensão;

Agradeço ao João Pires, pelo seu grande companheirismo, dedicação, compreensão, paciência e grande apoio.

## **O júri**

Presidente

Prof.<sup>a</sup> Ana Isabel Miranda  
Professor associado da Universidade de Aveiro

Prof. Dr. José Figueiredo da Silva  
Professor auxiliar da Universidade de Aveiro

Prof. Dr. António José Dinis Ferreira  
Professor adjunto da Escola Superior Agrária de Coimbra



## Palavras-chave

Caracterização hidrológica, método Pfafstetter, poluição da água, Ria de Aveiro, Estarreja, Aveiro, Ílhavo

## Resumo

A Ria de Aveiro é um estuário lagunar dominado pela ligação com o Oceano Atlântico, sofrendo influência da água salgada. Este estuário é ainda influenciado pela água doce proveniente dos cinco principais rios e de outras pequenas linhas de água, assim como de escorrências directas para a Ria, que dependem do ordenamento que é feito na envolvente do estuário. O objectivo principal do trabalho foi avaliar o impacto das cargas provenientes das pequenas bacias, com áreas de drenagem muito inferiores às dos principais rios, que drenam directamente para a Ria de Aveiro. A delimitação das bacias na área de estudo foi feita segundo o método Pfafstetter e realizada com base em cartografia digital. Nesta base cartográfica foram incluídos dados relativos às linhas de água, relevo, uso e tipo de solo para a caracterização hidrológica da área de estudo. Os dados hidrológicos foram usados em modelos hidrológicos de simulação do escoamento (SWMM e modelo em Extend). Destes resultados concluiu-se que existe uma contribuição de  $29\text{m}^3/\text{s}$  em Dezembro de 2006 e de  $4\text{m}^3/\text{s}$  no verão de 2006 proveniente das pequenas bacias adjacentes à Ria de Aveiro. Esta contribuição representa cerca de 10%, do caudal médio anual, ganhando importância nos meses secos. Foram seleccionados pontos de amostragem, situados nos esteiros, e colhidas amostras entre Outubro de 2006 e Junho de 2007 para a determinação de parâmetros químicos, microbiológicos. Os resultados de qualidade mostraram poluição de origem doméstica nos esteiros de Ílhavo e S. Pedro com níveis acima de  $5\text{mgO}_2/\text{L}$  de  $\text{BOD}_5$ , acima de  $2\text{mg}/\text{L}$  de amónia e acima de  $0,2\text{mg}/\text{L}$  de fósforo total. Existe contaminação fecal nas ribeiras de Aradas e Esgueira, evidenciando presença de descargas, no entanto os valores são diluídos pelo efeito da maré nos esteiros, não ultrapassando as 6000UFC de E.Coli e as 2000 UFC de enterococcus. O canal dos Santos Mártires em Aveiro apresenta contaminação fecal e ocasionalmente níveis elevados em Crómio e Níquel, indicando descarga de efluentes urbanos. Existe poluição por nitratos nos esteiros de S. Pedro, Esgueira e Estarreja. O esteiro de Estarreja apresenta contaminação industrial, com níveis de amónia acima de  $1\text{mg}/\text{L}$  para além de níveis altos de Zinco. O esteiro de Canelas apresenta as melhores condições estando os parâmetros analisados em conformidade com os critérios legais de qualidade da água.

## Keywords

Hydrologic Characterization, Pfafstetter method, water pollution, Ria de Aveiro, Estarreja, Aveiro, Ílhavo

## Abstract

The Ria de Aveiro is a lagoon estuary dominated by the connection with the Atlantic Ocean, suffering influence of the salt water. This estuary is influenced by freshwater from the five main rivers and other small water lines, as well as runoff direct to the Ria, which depends on the planning that is done in the territory around the estuary. The main objective of this study was to evaluate the impact of pollution loads from the small watersheds, with much lower drainage areas of the major rivers, drained directly to the Ria de Aveiro. The delineation of the area of study was done by the Pfafstetter method and based on digital cartography. This cartographic basis was used for including data on the streams, topography, land use and type of soil in view of the hydrologic characterization of the study area. These data were used in hydrological models for simulation of the water flow (SWMM and a model based on Extend). From the results of these simulations it was concluded that there is a contribution of 29 m<sup>3</sup>/s in December 2006 and of 4 m<sup>3</sup>/s in the summer 2006 from the small basins adjacent to the Ria de Aveiro. This contribution represents about 10% of the annual mean flow, gaining importance in the dry months. Sampling points were selected in the small lagoon channels, and samples were collected between October 2006 and June 2007 for the determination of chemical and microbiological parameters. The results showed domestic pollution in Ílhavo and S.Pedro channels with levels of BOD<sub>5</sub> over 5mgO<sub>2</sub>/L, over 2mg/L of ammonia and over 0.2 mg/L of total phosphorus. There is fecal contamination in Aradas and Esgueira streams, showing the presence of domestic discharges; these values are reduced by the effect of the tide in the Ria, not exceeding 6000 CFU of E.coli and 2000 CFU of enterococcus. The channel of the Santos Mártires (Aveiro) shows fecal contamination and occasionally high levels in Chromium and Nickel, indicating discharge of urban effluent. There is pollution by nitrates in S.Pedro, Esgueira and Estarreja channels. The Estarreja channel presents industrial contamination, with levels of ammonia over 1mg/L in addition to high levels of Zinc. The Canelas channel presents the best conditions regarding the parameters analyzed and is in accordance with the legal water quality criteria.

# Índice

**Capítulo 1 – INTRODUÇÃO**.....Error! Bookmark not defined.

**1.1 Objectivos**.....Error! Bookmark not defined.

**Capítulo 2 – ESTADO ACTUAL DOS CONHECIMENTOS** Error! Bookmark not defined.

**2.1 Poluição nos estuários** .....Error! Bookmark not defined.

*2.1.1. Os nutrientes e a eutrofização* ..... **Error! Bookmark not defined.**

*2.1.2. Origem e características da poluição difusa* ..... **Error! Bookmark not defined.**

**2.2 Aspectos hidrológicos** .....Error! Bookmark not defined.

*2.2.1 Métodos para delimitar as bacias hidrográficas*..... **Error! Bookmark not defined.**

**2.3 Enquadramento legal da gestão da água** .....Error! Bookmark not defined.

*2.3.1. Qualidade da água em função dos seus usos*..... **Error! Bookmark not defined.**

*2.3.2. Qualidade das Águas Balneares* ..... **Error! Bookmark not defined.**

*2.3.3. Zonas sensíveis à eutrofização* ..... **Error! Bookmark not defined.**

*2.3.4. Zonas de protecção especial (ZPE)* ..... **Error! Bookmark not defined.**

*2.3.6. Lei da Água*..... **Error! Bookmark not defined.**

**2.4 Programas de Monitorização**.....Error! Bookmark not defined.

*2.4.1. Enquadramento internacional*..... **Error! Bookmark not defined.**

*2.4.2. Enquadramento Nacional* ..... **Error! Bookmark not defined.**

**2.5 Ria de Aveiro: Sistema estuarino em estudo** .....Error! Bookmark not defined.

*2.5.1. Evolução hidromorfológica da Ria*..... **Error! Bookmark not defined.**

*2.5.2. Caracterização da bacia hidrográfica da Ria de Aveiro* ..... **Error! Bookmark not defined.**

*2.5.3. Descrição geográfica*..... **Error! Bookmark not defined.**

*2.5.4. Descrição morfológica* ..... **Error! Bookmark not defined.**

2.5.5. Descrição hidrológica .....	<b>Error! Bookmark not defined.</b>
<b>2.6 Problemas da qualidade da água (Situação) na Ria de Aveiro .....</b>	<b>Error! Bookmark not defined.</b>
2.6.1. Cargas provenientes dos principais rios....	<b>Error! Bookmark not defined.</b>
2.6.2 Cargas provenientes do oceano .....	<b>Error! Bookmark not defined.</b>
2.6.3. Descargas pontuais .....	<b>Error! Bookmark not defined.</b>
2.6.5. Água subterrânea .....	<b>Error! Bookmark not defined.</b>
<b>2.7 Modelos de simulação de caudais .....</b>	<b>Error! Bookmark not defined.</b>
2.7.1. Estudos sobre os caudais que afectam a Ria de Aveiro .....	<b>Error! Bookmark not defined.</b>
2.7.2. Modelos hidrológicos.....	<b>Error! Bookmark not defined.</b>
<b>Capítulo 3 – MATERIAL E MÉTODOS .....</b>	<b>Error! Bookmark not defined.</b>
<b>Capitulo 4 – RESULTADOS E DISCUSSÃO .....</b>	<b>Error! Bookmark not defined.</b>
4.1.1. Mini bacias que correspondem aos pontos de amostragem.....	<b>Error! Bookmark not defined.</b>
4.1.2. Bacias pequenas.....	<b>Error! Bookmark not defined.</b>
4.1.3. Bacias médias.....	<b>Error! Bookmark not defined.</b>
<b>Capitulo 5 – CONCLUSÕES E PROPOSTAS .....</b>	<b>Error! Bookmark not defined.</b>
<b>5.1. Resultados da Caracterização Hidrológica .....</b>	<b>Error! Bookmark not defined.</b>
<b>5.2 Simulação hidrológica .....</b>	<b>Error! Bookmark not defined.</b>
<b>5.3 Qualidade da água em pontos da Ria influenciados pelos rios afluentes .....</b>	<b>Error! Bookmark not defined.</b>

## Índice de Figuras

Figura 2.5.1: Mapa com a zona de protecção especial da Ria de Aveiro e do sistema Quaternário de Aveiro.....	21
Figura 2.5.1.1: Evolução histórica da Ria de Aveiro.....	22
Figura 2.5.2.1: Localização das sub-bacias definidas por 24 pontos de avaliação e em que UHH se situam. (Fonte: PBHV, 1999).....	24
Figura 2.5.4.1: Distribuição da salinidade na Ria de Aveiro em preia-mar e baixa-mar respectivamente. (Fonte: INAG, pesquisa).....	26
Figura 2.6.1.1: Estações de colheita na Ria de Aveiro. (Fonte: Alcântara <i>et al</i> , 1991).....	27
Figura 2.6.1.2: Gráficos com a evolução da concentração dos nutrientes entre Setembro de 1988 e Novembro de 1990 nas estações 2, 5, 6, 6A, 7 e 8. (adaptado Vinhas & Valença, 1990-1991).....	28
Figura 2.6.1.3: Gráficos com a evolução da concentração dos nutrientes entre Setembro de 1988 e Fevereiro de 1990 nas estações 9, 10, 11, 12 e 15. (adaptado Vinhas & Valença, 1990 – 1991).....	29
Figura 2.6.1.4: Gráficos com a evolução da concentração de fosfatos, amónia, nitratos e nitritos entre Setembro de 1988 e Novembro de 1990 nas estações 9, 10 e 11. (adaptado de Vinhas & Valença, 1990 – 1991).....	30
Figura 2.6.1.5: Localização dos locais de amostragem usados nas campanhas trimestrais e quinzenais na Ria de Aveiro. (Fonte: Lopes, 2003).....	33
Figura 2.6.1.6: Concentrações de azoto amoniacal ( $\text{NH}_4^+$ ), de nitritos ( $\text{NO}_2^-$ ), de nitratos ( $\text{NO}_3^-$ ) e de fosfatos ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) nas amostras recolhidas nos diferentes locais. (Fonte: Lopes, 2003).....	33
Figura 2.6.1.7: Gráficos com a evolução da Temperatura, pH, da salinidade, do OD, do fósforo solúvel e dos SST entre 2002 e 2004, nos diferentes locais amostrados. (adaptado INAG, 2002-2004).....	35
Figura 2.6.1.8: Evolução da clorofila-b entre 2002 e 2004 e valores de Cd e Zn total em 2002, nos diferentes locais amostrados. (adaptado INAG, 2002-2004).....	35
Figura 2.6.1.9: Áreas das bacias hidrográficas que drenam para a Ria de Aveiro. (Fonte: Silva <i>et al</i> , 2000).....	36
Figura 2.6.1.10: Valores das concentrações nas amostras colhidas nos diferentes rios (Fonte: Silva <i>et al</i> , 2000).....	37
Figura 2.6.1.11: Gráficos com a concentração de nitratos, azoto orgânico, amónia, oxigénio dissolvido, $\text{BOD}_5$ , fósforo total e sólidos suspensos totais para amostras colhidas no Rio Vouga. (Fonte: Silva <i>et al</i> , 2006).....	38
Figura 2.6.1.12: Gráficos com a concentração nitratos, azoto orgânico, amónia, oxigénio dissolvido, $\text{BOD}_5$ , fósforo total e sólidos suspensos totais para amostras colhidas no Rio Antuã. (Fonte: Silva <i>et al</i> , 2006) .....	38

Figura 2.6.1.13: Gráficos com a concentração nitratos, azoto orgânico, amónia, oxigénio dissolvido, BOD <sub>5</sub> , fósforo total e sólidos suspensos totais para amostras colhidas no Rio Cáster. (Fonte: Silva <i>et al</i> , 2006).....	39
Figura 2.6.1.14: Locais de amostragem da AMRia efectuados nos diferentes concelhos (Estarreja, Albergaria-a-Velha e Ílhavo).....	41
Figura 2.6.1.15: Valores de Temperatura e OD obtidos entre Março de 2006 e Março de 2007 na Ponte Juncal e no Cais dos Bacalhoeiros. (adaptado Ílhavo, 2007).....	41
Figura 2.6.1.16: Valores de Temperatura e OD obtidos entre Maio de 2006 e Janeiro de 2007 na ribeira do Fontão. (adaptado Albergaria-a-Velha, 2007).....	42
Figura 2.6.1.17: Valores de Temperatura, do OD e dos parâmetros microbiológicos obtidos entre Janeiro de 2006 e Junho de 2007 no Rio Antuã e rio Jardim.(adaptado Estarreja, 2007).....	42
Figura 2.6.1.18: Locais de amostragem realizados no Baixo Vouga Lagunar. (adaptado Cerqueira <i>et al</i> , 2006).....	45
Figura 2.6.1.19: Valores da temperatura, do OD, do BOD <sub>5</sub> , da condutividade, dos SST, dos CT, do fósforo total, da amónia e dos nitratos obtidos entre Janeiro de 2006 e Junho de 2007 nos diferentes locais de amostragem. (adaptado Cerqueira <i>et al</i> , 2006).....	46
Figura 2.6.1.20: Evolução das formas de azoto nos diferentes locais amostrados entre Fevereiro de 2006 e Abril de 2007. (adaptado Cerqueira <i>et al</i> , 2006).....	47
Figura 2.6.1.21: Mapa com a localização dos locais de amostragem. (Fonte: Pereira <i>et al</i> , 1994).....	48
Figura 2.6.1.22: Estações de amostragem na bacia hidrográfica do rio Antuã. (Fonte: Cerqueira <i>et al</i> , 2005) .....	50
Figura 2.6.1.23: Variação espacial dos parâmetros de qualidade da água monitorizados na bacia do rio Antuã. (Fonte: Cerqueira <i>et al</i> , 2005) .....	50
Figura 2.6.1.24: Bacia hidrográfica do rio Vouga. Localização das estações de amostragem deste estudo. (Fonte: Silva <i>et al</i> , 2005).....	51
Figura 2.6.1.25: Resultados da temperatura, condutividade, sólidos suspensos e nutrientes obtidos nas amostragens realizadas no rio Vouga em 2005. (Fonte: Silva <i>et al</i> , 2005).....	52
Figura 2.6.2.1: Gráficos com os valores dos diferentes parâmetros obtidos no Canal da Barra entre Março de 2003 e Abril de 2005. (adaptado Barros <i>et al</i> , 2005).....	54
Figura 2.6.4.1: Localização dos locais de amostragem que descarregam na Ria de Aveiro e no Rio Vouga. (adaptado Almeida <i>et al</i> , 2006).....	56
Figura 2.6.4.2: Gráficos com os resultados das análises químicas às amostras de água colhidas nas linhas de água. (Fonte: Almeida <i>et al</i> , 2006).....	57
Figura 2.7.1.1: Variação sazonal da descarga do Rio Vouga, Antuã, Boco e do Rio Cáster. (Fonte: Saraiva, 2005) .....	61

Figura 2.7.1.2: Representação gráfica do caudal ao longo do ciclo de marés para o dia 23 de Fevereiro de 2004 (lado esquerdo) e dia 27 de Abril de 2005 (lado direito). (Fonte: Barros, 2005).....	62
Figura 3.1.1: Códigos de primeiro nível para as bacias hidrográficas de Portugal Continental. (Fonte: Néry <i>et al</i> , 2002).....	65
Figura 3.1.2: Códigos de segundo nível para as zonas costeiras intermédias situadas entre as quatro bacias hidrográficas internacionais. (Fonte: Néry <i>et al</i> , 2002).....	65
Figura 3.1.3: Classificação do tipo de solo em A, B, C e D obtida do INAG. (Fonte: SNIRH).....	71
Figura 3.2.1: Mapa com as estações de amostragem existentes e as calculadas para cada bacia.....	75
Figura 3.2.2: Valores da precipitação automática nas estações de amostragem entre Outubro de 2005 e Junho de 2006, assim como os dias amostrados.....	75
Figura 3.2.3: Valores da evaporação medidos na Universidade de Aveiro entre Outubro de 2005 e Junho de 2006.....	76
Figura 3.3.1.1: Mapa com as linhas de água que desaguam na ria de Aveiro e as curvas de nível que as intersectam.....	83
Figura 3.3.1.2: Fotografias com os locais de amostragem (local 1, 2, 3, 5 e 6).....	84
Figura 3.3.1.3: Fotografias com os locais de amostragem (local 7, 8, 9, 10 e 11).....	85
Figura 4.1: Mapa com a delimitação e geocodificação do limite Pfafstetter para a região da Ria de Aveiro, assim como das bacias médias, pequenas e mini bacias, e o limite da respectiva Ria de Aveiro.....	89
Figura 4.1.1: Mapa com o uso do solo para a área em estudo.....	91
Figura 4.1.2: Mapa com o tipo de solo para a área em estudo (mini bacias, bacias pequenas e médias).....	92
Figura 4.1.3: Mapa com o modelo digital do terreno (MDT) obtido a partir das bacias médias e pequenas (área de estudo), das curvas de nível e dos pontos altos.....	93
Figura 4.1.1.1: Gráficos com os declives do terreno e das massas de água das mini bacias.....	95
Figura 4.1.2.1: Gráficos com os declives do terreno e das massas de água das bacias pequenas.....	97
Figura 4.1.3.1: Gráficos com os declives do terreno e das massas de água das bacias pequenas.....	100
Figura 4.1.4.2.1: Esquema com o balanço hidrológico com o programa em Extend.....	106
Figura 4.1.4.3.1: Gráficos com as séries temporais obtidas do programa em Extend e do SWMM, entre Outubro de 2005 e Junho de 2007, para a mini bacia de Estarreja.....	108

Figura 4.1.4.3.2: Gráficos com as séries temporais obtidas do programa em Extend e do SWMM, entre Outubro de 2005 e Junho de 2007, para a mini bacia de Canelas.....	108
Figura 4.1.4.3.3: Gráficos com as séries temporais obtidas do programa em Extend e do SWMM, entre Outubro de 2005 e Junho de 2007, para a mini bacia de Esgueira.....	109
Figura 4.1.4.3.4: Gráficos com as séries temporais obtidas do programa em Extend e do SWMM, entre Outubro de 2005 e Junho de 2007, para a mini bacia de Aveiro.....	109
Figura 4.1.4.3.5: Gráficos com as séries temporais obtidas do programa em Extend e do SWMM, entre Outubro de 2005 e Junho de 2007, para a mini bacia de S.Pedro.....	110
Figura 4.1.4.3.6: Gráficos com as séries temporais obtidas do programa em Extend e do SWMM, entre Outubro de 2005 e Junho de 2007, para a mini bacia de Ilhavo.....	110
Figura 4.1.4.4.1: Gráfico com a evolução do caudal total para a Ria de Aveiro entre Outubro de 2005 e Junho de 2007.....	113
Figura 4.1.4.5.1: Gráficos com a evolução da fluorescência ao longo do tempo de amostragem na ribeira de Canelas nos dias 11 de maio e 1 de Junho 2007.....	114
Figura 4.2.1: Evolução da temperatura, do OD e do BOD <sub>5</sub> , ao longo do tempo, nos diferentes locais de amostragem.....	115
Figura 4.2.2: BOD <sub>5</sub> em função do OD nos diferentes locais de amostragem.....	117
Figura 4.2.3: Evolução da clorofila e da turvação, ao longo do tempo, nos diferentes locais de amostragem.....	117
Figura 4.2.4: Evolução dos SST e SSV, ao longo do tempo, nos diferentes locais de amostragem.....	118
Figura 4.2.5: Filtros com os sólidos do dia 23 Outubro de 2006 em alguns locais de amostragem.....	119
Figura 4.2.6: Evolução do pH, da salinidade e da condutividade, ao longo do tempo, nos diferentes locais de amostragem.....	120
Figura 4.2.7: Evolução da amónia e dos nitratos, ao longo do tempo, nos diferentes locais de amostragem.....	122
Figura 4.2.8: Mapa com a zona vulnerável e Aveiro, os locais de amostragem e as mini bacias.....	124
Figura 4.2.9: Evolução do fósforo total e dos fosfatos, ao longo do tempo, nos diferentes locais de amostragem.....	124
Figura 4.2.10: Evolução da E.Coli, ao longo do tempo, e grafico com os enterococcus nos diferentes locais de amostragem.....	126
Figura 4.2.11: Evolução do Cádmio e do Zinco, ao longo do tempo, nos diferentes locais de amostragem.....	126



## Índice de Tabelas

Tabela 2.5.2.1: População total da bacia do Vouga por Unidades Hidrológicas Homogéneas. (Fonte: PBHV, 2002).....	24
Tabela 2.6.1.1: Tabela resumo com os valores médios dos Coliformes Fecais e <i>Streptococcus</i> Fecais medidos nas diferentes estações em 1991.....	30
Tabela 2.6.1.2: Estações de amostragem de qualidade do INAG.....	34
Tabela 2.6.4.1: Valores dos parâmetros microbiológicos obtidos no dia 5 de Abril 2006 (azul) e de 21 de Junho de 2006 (preto). (Fonte: Almeida <i>et al</i> , 2006).....	58
Tabela 2.7.1.1: resumo das estimativas de caudais médios do Vouga e do Antuã. (Fonte: Silva, 1994).....	60
Tabela 2.7.1.2: Caudais médios anuais afluentes calculados para cada bacia da Ria. (Fonte: Silva, 1994).....	60
Tabela 3.1.1: Classificação do tipo de solo segundo o INAG (AMC II).....	71
Tabela 3.1.2: Tabela resumida com os valores de porosidade e condutividade hidráulica utilizados para os diferentes tipos de solo. (Fonte: Feldman, 2000).....	73
Tabela 3.1.3: Valores do armazenamento em depressão atribuídos às diferentes utilizações do solo. (Fonte: Rossman, 2007).....	73
Tabela 3.3.2.1: Tabela com concentrações típicas de alguns metais em águas muito poluídas e pouco poluídas e os correspondentes limites de detecção por ICP.....	86
Tabela 4.1.1: Percentagem do uso do solo para a área de estudo.....	92
Tabela 4.1.2: Percentagem do uso do solo para a área de estudo.....	93
Tabela 4.1.1.1: Tabela resumo com as características geométricas das mini bacias.....	94
Tabela 4.1.1.2: Tabela resumo com as características do sistema de drenagem das mini bacias.....	94
Tabela 4.1.1.3: Tabela resumo com os valores do índice de terreno (Ig) e das massas de água (Ii) para as mini bacias. ....	95
Tabela 4.1.1.4: Percentagem de ocupação do solo nas mini bacias.....	96
Tabela 4.1.2.1: Tabela resumo com as características geométricas das bacias pequenas.....	96
Tabela 4.1.2.2: Tabela resumo com as características do sistema de drenagem das mini bacias.....	96
Tabela 4.1.2.3: Tabela resumo com os valores do índice de terreno (Ig) e das massas de água (Ii) para as bacias pequenas.....	97
Tabela 4.1.2.4: Percentagem de ocupação do solo nas bacias pequenas.....	98
Tabela 4.1.3.1: Tabela resumo com as características geométricas das bacias médias.....	98
Tabela 4.1.3.2: Tabela resumo com as características do sistema de drenagem das mini bacias.....	99

Tabela 4.1.3.3: Tabela resumo com os valores do índice de terreno (lg) e das massas de água (li) para as bacias médias.....	99
Tabela 4.1.3.4: Percentagem de ocupação do solo nas bacias médias.....	100
Tabela 4.1.4.1.1: Tabela com os dados de entrada usados no modelo em Extend para as mini bacias.....	101
Tabela 4.1.4.1.2: Tabela com os dados de entrada usados no modelo em Extend para as bacias pequenas.....	102
Tabela 4.1.4.1.3: Tabela com os dados de entrada usados no modelo em Extend para as bacias médias.....	102
Tabela 4.1.4.1.4: Tabela com os dados de entrada das minibacias para o SWMM.....	103
Tabela 4.1.4.1.5: Tabela com os dados de entrada das bacias pequenas para o SWMM.....	104
Tabela 4.1.4.1.6: Tabela com os dados de entrada das bacias pequenas para o SWMM.....	105
Tabela 4.1.4.2.1: Tabela com o balanço hidrológico obtido para as mini bacias entre Outubro de 2005 e Junho de 2007.....	106
Tabela 4.1.4.2.2: Tabela com o balanço hidrológico obtido para as bacias pequenas entre Outubro de 2005 e Junho de 2007.....	106
Tabela 4.1.4.2.3: Tabela com o balanço hidrológico obtido para as bacias médias entre Outubro de 2005 e Junho de 2007.....	107
Tabela 4.1.4.4.1: Tabela com as médias mensais do caudal do rio para as bacias pequenas entre Outubro de 2005 e Junho de 2007.....	112
Tabela 4.1.4.4.2: Tabela com as médias mensais do caudal do rio para as bacias médias entre Outubro de 2005 e Junho de 2007.....	113
Tabela 4.1.4.5.1: Tabela com os valores dos caudais do rio obtidos pelo método de traçadores, pelo programa em Extend e pelo SWMM para a ribeira de Canelas.....	114
Tabela 4.2.1: Tabela com os valores dos metais analisados no Laboratório Central para os locais de amostragem.....	127

## Índice de Quadros

Quadro 3.1.1: Classificação dos cursos de água quanto à constância de escoamento. (Fonte: Lencastre & Franco, 2003).....	68
Quadro 3.1.2: Classificação hidrológica de solos segundo o SCS. (Fonte: Lencastre & Franco, 2003).....	70
Quadro 3.1.3: Número de escoamento (AMC II) para diversas utilizações do solo segundo o Soil Conservation Service dos EUA. (Fonte: Lencastre & Franco, 2003).....	72
Quadro 3.1.4: Quadro com as correspondências do tipo de uso do solo (CLC) com o quadro do SCS.....	72

## Capítulo 1 – INTRODUÇÃO

A Ria de Aveiro é um sistema costeiro dominado pela ligação com o Oceano Atlântico, com características lagunares, que também reflectem a influência de múltiplas entradas de águas interiores. Assim, o estudo sobre as interacções existentes entre a Ria de Aveiro e os meios envolventes é importante, e de interesse científico, tendo em vista a sua complexidade. Este estuário sofre a influência da água salgada do mar, da água doce, proveniente dos cinco principais rios e de outras pequenas linhas de água, assim como de escorrências directas para a Ria que dependem acentuadamente do uso que é feito na orla do estuário. A qualidade da água é afectada por nutrientes e substâncias que provêm de diversas fontes, quer sejam pontuais quer difusas. É assim essencial uma análise da qualidade dessas águas, para determinar as concentrações de poluentes e nutrientes, no sentido de posteriormente se poder actuar e minimizar situações que possam ser prejudiciais para os ecossistemas aquáticos da Ria de Aveiro e para a utilização pelo Homem.

Ao longo dos anos têm sido feitos estudos sobre a qualidade dos principais rios que afectam o estuário assim como a quantidade de nutrientes existentes na própria Ria e também a quantidade de nutrientes provenientes do mar. Por outro lado, ficam de fora desses estudos as cargas provenientes das pequenas bacias com áreas de drenagem muito inferiores às dos principais rios, podendo estas áreas ser drenadas por um conjunto de linhas de água que posteriormente se ligam a uma massa de água principal ou a um esteiro, ou drenadas por condutas pluviais ou ainda por escorrências directas para a Ria de Aveiro. Sendo assim, o objectivo geral desta dissertação de Mestrado consiste em desenvolver uma metodologia para avaliar a poluição originada nas pequenas bacias que vertem para os esteiros da Ria de Aveiro; para este propósito tem de ser considerado o ordenamento do território em volta do estuário.

A presente dissertação encontra-se dividida em cinco capítulos. No primeiro capítulo, relativo à INTRODUÇÃO, é feita a apresentação da dissertação, qual o objectivo geral deste trabalho e como se encontra organizado (estrutura geral), referindo o âmbito de cada capítulo. No segundo capítulo, o ESTADO ACTUAL DOS CONHECIMENTOS, é feita uma introdução à poluição difusa nos estuários, particularizando as características dos estuários, quais os factores que os afectam, debruçando-se em particular sobre os nutrientes, as suas fontes, impactos que podem ter na qualidade da água e como os controlar. São apresentadas as características gerais do estuário em estudo, a Ria de Aveiro, quanto à sua formação, localização geográfica e morfologia. Quanto à caracterização hidrológica são identificados quais os aspectos hidrológicos de interesse. São discutidas alternativas para a monitorização ambiental de sistemas aquáticos e é apresentado o enquadramento legal, a nível internacional e nacional. Foi efectuada uma pesquisa dos resultados da monitorização na Ria de Aveiro,

evidenciando as cargas provenientes dos principais rios, as cargas provenientes do mar e as cargas de origem pontual e difusa. Foram ainda investigados os modelos disponíveis para a simulação de cargas com base em fontes difusas. No terceiro capítulo, MATERIAL E MÉTODOS, é descrita a metodologia adoptada para identificar as bacias que contribuem para os diferentes canais da Ria de Aveiro, evidenciando: o método de Pfafstetter na delimitação e geocodificação dessas bacias hidrográficas; a escolha de uma área de estudo; a metodologia para a avaliação da qualidade da água, especificando os locais de amostragem, os parâmetros e os métodos de análise, assim como a frequência e condições de amostragem. No quarto capítulo, RESULTADOS E DISCUSSÃO, são apresentados os mapas criados com o software ArcGis, que ilustram várias características das bacias identificadas e que foram usados para criar as tabelas com os resultados da caracterização hidrológica. Em relação à qualidade da água, são apresentados tabelas e gráficos com os resultados obtidos da monitorização. No quinto capítulo, CONCLUSÕES, são apresentadas as conclusões deste trabalho.

### **1.1 Objectivos**

O objectivo principal deste trabalho foi avaliar o impacto das cargas provenientes das pequenas bacias com áreas de drenagem muito inferiores às dos principais rios, podendo estas áreas serem drenadas por um conjunto de linhas de água que posteriormente se ligam a uma massa de água principal ou a um esteiro, ou drenadas por condutas pluviais ou ainda por escorrências directas para a Ria de Aveiro, tendo em conta o ordenamento na orla do estuário, ou seja, a influência agrícola, urbana ou industrial. Foi necessário caracterizar a nível hidrológico a área de estudo. Para isso foi delimitada a área de estudo com base em cartografia digital e usando o método de Pfafstetter. Foi ainda usado dois modelos hidrológicos para a simulação dos caudais.

## Capítulo 2 – ESTADO ACTUAL DOS CONHECIMENTOS

### 2.1 Poluição nos estuários

Os estuários são locais de interacção entre a terra e o mar. Segundo Pritchard (1967) *in* Head (1985), um estuário é definido como sendo “uma massa de água semi-cercada por terra, que possui uma ligação directa com o mar, onde a água do mar é consideravelmente diluída por água doce de origem fluvial”. Este fraseado foi cuidadosamente escolhido para incluir apenas aqueles sistemas que possuem uma semelhança básica nas suas distribuições de salinidade e densidade e, para além disso, para indicar que essas distribuições são uma consequência da circulação característica e dos processos de mistura, os quais são extremamente influenciados pelas condições nas fronteiras. Também está implícito que a ligação com o mar aberto deve ser suficientemente livre para permitir a transmissão contínua de energia das marés e de água salgada. A definição de estuário foi desenvolvida por Fairbridge (1980) *in* Head (1985). Este autor sugeriu que as massas de água doce, que são afectadas por marés, devem ser consideradas como uma parte integral dos estuários. Propôs então uma definição de estuário como “uma enseada do mar penetrando pelo vale de um rio até ao limite superior de oscilação de maré; normalmente pode ser dividida em três sectores: a) estuário marinho, ou baixo estuário, próximo da ligação com o mar aberto; b) estuário médio, sujeito a uma forte mistura de água doce e salgada; c) estuário fluvial, caracterizado pela água doce mas sujeito à acção diária da maré”. Segundo o DL 152/97 um estuário define-se como uma zona de transição, na foz de um rio, entre a água doce e as águas costeiras.

Os estuários caracterizam-se por condições que se encontram em constante mudança. Esta instabilidade é uma das características mais importante destes ecossistemas e que se traduz por variações da salinidade da água e por oscilações da altura de água e das correntes associadas às marés. Por outro lado também são variáveis os fluxos de água e de nutrientes provenientes dos sistemas aquáticos adjacentes. A salinidade varia desde água doce pura, de origem fluvial, a água salgada, proveniente da ligação directa com o mar. Em estuários “bem misturados” a distribuição vertical da salinidade é uniforme, enquanto em estuários “estratificados”, as águas superficiais são mais doces que as águas mais profundas, devido às diferentes densidades que apresentam (Ketchum, 1992 *in* Lopes, 2003). Na zona estuarina intermédia podem ocorrer grandes variações de salinidade dependendo da maré. À medida que o caudal dos rios varia sazonalmente, as águas doces deslocam-se na direcção do mar nos períodos de caudal elevado, enquanto as águas salgadas deslocam-se na direcção da terra durante os períodos em que o caudal dos rios é pequeno. Durante os anos de seca o estuário torna-se mais salgado e durante os anos de pluviosidade abundante torna-se mais doce. A extensão geográfica e a magnitude destas variações é determinada pela geomorfologia única

de cada estuário, mas todos os estuários são caracterizados por um conjunto de condições ambientais variáveis que impõem um “stress” nas populações que nele habitam (Ketchum, 1992 *in* Lopes, 2003).

Os estuários são, deste modo, influenciados pelo efeito das marés. As características relacionadas com a circulação da água num estuário são bastante diferentes das características dos outros tipos de sistemas aquáticos. O estuário oferece vantagens que não são oferecidas por um rio, quanto à sua capacidade de diluir e de dispersar poluentes que possam ser introduzidos no sistema aquático. Num rio o volume de água disponível para diluir um poluente é apenas o volume fornecido pelo caudal do rio, que transporta o poluente de montante para jusante a uma velocidade determinada pelo caudal do rio e pela geometria do seu leito. Os estuários possuem um mecanismo único para transportar um poluente do ponto onde foi introduzido. Esse poluente será transportado tanto para montante como para jusante por acção das marés. A circulação dos estuários é complexa devido ao carácter oscilatório das marés. Durante a enchente toda a massa de água se desloca para terra, invertendo a corrente normal proveniente do rio, e durante a vazante toda a massa de água se desloca para o mar (Ketchum, 1969). As marés são ciclos regulares de subida e descida do nível das águas do mar, consequência da atracção gravitacional da Lua e em menor grau, do Sol. Na costa Atlântica o regime de maré observado é semidiurno. O estuário enche e vaza, entre as respectivas maré-alta e maré-baixa, quase duas vezes por dia, sendo a duração do ciclo de maré de aproximadamente 12 horas. O volume de água que entra e drena durante cada ciclo de maré e a correspondente intensidade da corrente varia com a amplitude de maré.

### **2.1.1. Os nutrientes e a eutrofização**

O fósforo e o azoto são os principais nutrientes que limitam o crescimento de plantas aquáticas. Estes nutrientes são responsáveis pela produção primária porque estimulam o crescimento de fitoplâncton, que é essencial à sobrevivência de diversas comunidades aquáticas. Este crescimento pode traduzir-se num aumento da produtividade do ecossistema, uma vez que estimulando o fitoplâncton favorece-se a reprodução de muitas espécies de peixes (Jeffries & Mills, 1998). Diversos sistemas aquáticos recebem elevadas quantidades destes elementos, tanto na forma orgânica como na forma inorgânica, originando um aumento da produtividade primária muito além do necessário. As actividades urbanas e agrícolas são as principais fontes responsáveis pela entrada de fósforo e azoto nos ecossistemas aquáticos. A deposição atmosférica também contribui como fonte de azoto. As entradas não pontuais são difíceis de avaliar e de controlar porque resultam de actividades dispersas sobre extensas áreas e variam no tempo devido aos efeitos do clima. Nos ecossistemas aquáticos, o enriquecimento em nutrientes origina diversos problemas para além de degradar a qualidade da água e prejudicar os usos da água para recreio, agricultura, indústria e outros fins (Carpenter *et al.*, 1998).

A eutrofização é o termo usado para descrever os efeitos biológicos de um aumento na concentração dos nutrientes das plantas. Geralmente o azoto e o fósforo são os nutrientes limitantes do crescimento vegetal nos ecossistemas aquáticos, mas por vezes também outros como sílico, potássio, cálcio, ferro ou manganês (Harper, 1992). A eutrofização ocorre quando além dos nutrientes existem condições de temperatura e luminosidade adequadas. O enriquecimento nutricional permite um aumento exponencial da produtividade primária, com produção massiva de fitoplâncton (habitualmente chamados “blooms”) à superfície, com consequente desenvolvimento da produção secundária associada. No fundo observa-se a depleção de oxigénio e a produção de sulfureto de hidrogénio, tóxico, causando mortalidade de algumas formas de vida aquática (Direcção Geral do Ambiente, 2000). Segundo o DL 152/97 a eutrofização é definida como sendo o enriquecimento do meio aquático com nutrientes, sobretudo compostos de azoto ou de fósforo, que provoque o crescimento acelerado de algas e de formas superiores de plantas aquáticas, perturbando o equilíbrio biológico e a qualidade das águas em causa. Dos vários efeitos da eutrofização, destacam-se (Jeffries & Mills, 1998):

- Alterações na composição e produtividade das espécies. A água torna-se turva, saturada em oxigénio durante o dia, devido à actividade fotossintética e anóxica à noite, devido ao processo de respiração. Certas espécies podem produzir toxinas à medida que a eutrofização prossegue.
- As macrófitas também sofrem alterações. Algumas toleram o excesso de nutrientes e portanto prosperam, enquanto que as mais sensíveis não sobrevivem decaindo assim a sua diversidade.
- A vida animal também sofre alterações. Algumas espécies prosperam, outras desaparecem, ocorrendo uma diminuição na diversidade em grande parte devido às mudanças químicas da água e à falta de oxigénio.
- Além das alterações biológicas, também o aspecto estético da água fica visivelmente alterado. As águas eutróficas ficam com aspecto lodoso e libertam-se toxinas devido ao desenvolvimento de algas cianofícias.

O controlo da eutrofização passa pela redução das concentrações dos nutrientes ou pela eliminação das fontes que originam quantidades excessivas de nutrientes. Uma maneira eficaz de controlar a eutrofização passa pela redução de fósforo nos sistemas aquáticos. O fósforo é essencialmente proveniente de efluentes domésticos e industriais, que na maioria são localizados, e é facilmente removido por precipitação. É por isso um nutriente de fácil controlo, comparativamente ao azoto que provem essencialmente de fontes difusas (escorrências e atmosfera), encontrando-se em formas solúveis como os nitratos ( $\text{NO}_3^-$ ), nitritos ( $\text{NO}_2^-$ ) e amónia ( $\text{NH}_4^+$ ), sendo removido por processos biológicos envolvendo a nitrificação e desnitrificação. Outra alternativa para a redução da entrada de nutrientes é através do tratamento dos efluentes resultantes das fontes pontuais antes de serem descarregados nos sistemas aquáticos. O tratamento primário remove apenas 5 a 15% dos nutrientes e o

tratamento secundário remove 30 a 50%, de modo que o tratamento terciário é um processo fundamental para remover a maioria do fósforo existente nos efluentes domésticos e industriais. Alterando os tipos de utilização do território é possível reduzir a entrada de nutrientes para os sistemas aquáticos. A prevenção da erosão, a redução da frequência de aplicação de fertilizantes e o desenvolvimento de métodos para lidar com os dejectos de animais, são algumas das medidas que podem ser tomadas (Mason, 1988).

As quantidades excessivas de nutrientes chegam aos sistemas aquáticos a partir de fontes que podem ser pontuais ou discretas, como por exemplo a descarga de águas residuais urbanas e de efluentes industriais, ou difusas ou não pontuais, como por exemplo as descargas resultantes das práticas agrícolas ou da deposição atmosférica.

### **2.1.2. Origem e características da poluição difusa**

Uma fonte pontual é uma fonte à qual pode ser atribuída uma localização física específica, ou seja, pode ser identificada. Uma fonte difusa é uma fonte à qual não pode ser atribuída com certeza uma localização física específica. A contaminação proveniente das fontes difusas caracteriza-se pelo elevado número de pontos de descarga no terreno e pela dificuldade de localização precisa das zonas onde se produzem essas mesmas descargas. As medidas de controlo associadas a estas fontes apresentam maiores dificuldades.

A poluição difusa, associada às cargas não pontuais, é bastante variada, contribuindo para ela a erosão do solo, as poeiras atmosféricas, a decomposição de restos vegetais e animais, o desgaste das ruas pelos veículos, o lixo acumulado nos pavimentos, os resíduos dos combustíveis, os óleos deixados pelos veículos, as espumas provenientes dos produtos de limpeza, as actividades de construção, os fertilizantes agrícolas, as escorrências de pecuárias ou outras instalações de criação animal entre outros. O escoamento superficial da água, que ocorre durante os eventos pluviosos, transporta material solto ou solúvel até o meio receptor podendo levar cargas poluidoras bastante significativas. A impermeabilização, bastante comum nas áreas urbanas, leva ao aumento da frequência com que a bacia produz escoamento superficial e ao aumento das velocidades de escoamento, originando assim maior capacidade de arraste e, portanto, maiores cargas poluidoras. As ligações clandestinas de esgotos, os efluentes de fossas sépticas, os restos de óleo lubrificante, as tintas, os solventes e outros produtos tóxicos que são despejados nas sarjetas e valetas também contribuem para as cargas transportadas pelas redes de drenagem urbana. As práticas agrícolas de regadio e de sequeiro são também fontes responsáveis pela poluição difusa às quais se pode acrescentar a de origem agro-pecuária e florestal. Estas diversas actividades são desenvolvidas em grandes fracções do território, contaminando as águas através dos escoamentos superficiais, arrastando e dissolvendo as substâncias que foram depositadas no solo.

Os principais poluentes originados são sedimentos, matéria orgânica, bactérias, metais como o cobre, o zinco, o manganês, o ferro e o chumbo, hidrocarbonetos provenientes do



petróleo, óleos e gorduras, tóxicos como os pesticidas e os poluentes do ar e outros que se depositam sobre as superfícies.

O escoamento superficial transporta esses poluentes até o meio receptor provocando modificações que originam diversos impactos negativos, com consequências a curto e a longo prazo, designadamente alterações nos habitat, na qualidade da água e nos ecossistemas aquáticos.

## **2.2 Aspectos hidrológicos**

A hidrologia abrange o estudo da quantidade, distribuição e propriedades das águas nas terras submersas e as suas relações com o ambiente. O estudo da hidrologia é necessário para a protecção do ambiente uma vez que o ciclo da água molda o terreno, influencia a fauna e a flora e condiciona o clima (Lencastre & Franco, 2003).

Uma parte da precipitação que atinge a superfície da terra fica retida, originando a evaporação e o escoamento superficial. A outra parte dá origem à infiltração, que também é fonte de evaporação, humedecendo o solo, ou alimentando as águas subterrâneas. Assim a precipitação é a fonte de água das bacias hidrográficas. Segundo Lencastre & Franco (2003) a bacia hidrográfica é uma área definida topograficamente, drenada por um curso de água ou por um sistema interligado de cursos de água, de tal forma que todos os efluentes são descarregados através de uma única saída. A linha de separação topográfica para a delimitação de uma bacia hidrográfica é definida como a linha de separação de águas, que divide a precipitação que cai na bacia da que cai em bacias vizinhas, ou seja, toda a precipitação sobre a área será captada e drenada na área inscrita à linha topográfica, das nascentes em direcção à foz. Os terrenos de uma bacia são delimitados por dois tipos de linha:

- *Topográfica, ou superficial*: determinada pela linha de cumeada em torno da bacia, atravessando o curso de água somente na secção de referencia. Passa pelos pontos de cota máxima entre bacias, o que não impede que no interior de uma bacia existam picos isolados com cota superior assim como depressões com cota inferior;
- *Freática, ou subterrânea*: determinada pela estrutura geológica dos terrenos sendo muitas vezes influenciado pela topografia.

Difícilmente coincidem com exactidão, devido à dificuldade em determinar com precisão a separação freática, uma vez que esta não é fixa. É habitual considerar-se que a área de drenagem da bacia é determinada pela linha de separação topográfica. A percentagem de precipitação que se escoia para as bacias adjacentes é tanto menor quanto maior for a área da bacia. Para poder caracterizar hidrologicamente uma área territorial é necessário delimitar as bacias hidrográficas presentes. Apresentam-se de seguida alguns métodos para este fim.

## **2.2.1 Métodos para delimitar as bacias hidrográficas**

Um método de delimitação e codificação das bacias hidrográficas foi articulado por Pfafstetter (1989) *in* Verdin & Verdin (1999). É um sistema natural baseado no controlo topográfico das áreas de drenagem e na topologia da rede hidrográfica. Segundo o método de Pfafstetter a geocodificação da rede hidrográfica é feita considerando um observador que partindo da foz do rio prossegue para montante ao longo do curso de água até encontrar uma primeira confluência entre linhas de água. Neste ponto é necessário distinguir qual o curso de água principal e qual o afluente (tributário). O critério utilizado para esta distinção é o da maior área drenada: o curso de água principal drena a maior área enquanto o afluente a menor área. A área drenada pelo afluente (a menor área) constitui uma bacia hidrográfica. Continuando a percorrer o curso do rio principal em direcção a montante, o observador encontrará uma segunda confluência. É utilizado novamente o critério da maior área drenada para distinguir o rio principal do afluente. A área drenada pelo rio principal entre duas confluências (entre duas bacias hidrográficas) constitui uma bacia intermédia. Continua-se a percorrer para montante e a distinguir o rio principal do afluente, em cada confluência encontrada, até se terem identificado os quatro maiores afluentes do rio principal. Às quatro maiores bacias hidrográficas, correspondendo aos quatro maiores afluentes do rio principal, são atribuídos os dígitos pares 2, 4, 6 e 8 por ordem de confluência com o rio principal, de jusante para montante. A confluência mais perto da foz terá o dígito 2, a seguinte o dígito 4 etc. Às bacias intermédias são atribuídos os dígitos ímpares 1, 3, 5, 7 e 9 de jusante para montante. A bacia intermédia 1 consiste na área drenada pelo rio principal entre a foz e a confluência com o afluente 2. A bacia intermédia 3 consiste na área drenada pelo rio principal entre as bacias hidrográficas 2 e 4 (entre as duas primeiras confluências). A bacia intermédia 5 situa-se entre as bacias hidrográficas 4 e 6 e assim sucessivamente. A bacia intermédia 9 corresponde à área de cabeceira do rio principal, a montante do afluente 8 e, por definição, terá sempre uma área maior que a da bacia hidrográfica 8.

O primeiro ciclo de geocodificação de uma bacia hidrográfica consiste assim na sua divisão em nove partes (quatro bacias hidrográficas e cinco bacias intermédias) recebendo os dígitos de 1 a 9. Cada uma destas nove partes (quer seja bacia hidrográfica ou bacia intermédia) pode ser subsequentemente dividida de novo, utilizando exactamente o mesmo método. Por exemplo, no caso da bacia 6 serão identificados os “sub-afluentes” 62, 64, 66 e 68 e as “sub-bacias intermédias” 61, 63, 65, 67 e 69. Obtém-se assim um segundo ciclo de geocodificação. Este processo de geocodificação é aplicado recursivamente, sendo aplicado em cada ciclo um dígito adicional de 1 a 9. A codificação termina no momento em que, para uma dada bacia (hidrográfica ou intermédia) já não é possível encontrar pelo menos quatro afluentes principais. No sistema original, descrito por Pfafstetter, o dígito 0 (zero) é reservado para a codificação de bacias endorreicas. Na presente implementação, o dígito 0 é utilizado como dígito terminador de cada código, identificando o nível para além do qual não é possível prosseguir a geocodificação com base num determinado modelo digital do terreno (MDT) e

respectiva rede hidrográfica. Na codificação das bacias hidrográficas de Portugal foi atribuído por Néry et al. (2002) o código 52 à bacia hidrográfica do Vouga.

Para agilizar a identificação das pequenas bacias hidrográficas correspondentes às linhas de água pode ser usado um modelo digital do terreno. Segundo um estudo realizado por Valente (2004), o Geospatial Hydrologic Modeling Extension (HEC-geoHMS 1.1), é uma extensão do ArcView 3.2 que permite delimitar automaticamente bacias hidrográficas a partir de imagens de satélite. Este software é fornecido gratuitamente pelo US Army Corps of Engineers – Hydrologic Engineering Center (HEC) através do site <http://www.hec.usace.army.mil>. Os modelos digitais do terreno (MDT) podem ser obtidos pela missão Shuttle Radar Topography Mission (SRTM) da Nasa, ver site <ftp://edcscgs9.cr.usgs.gov/pub/data/srtm> ou [www2.jpl.nasa.gov](http://www2.jpl.nasa.gov). É necessário a ferramenta 3DEM - Software for Terrain Visualization and Flyby Animation disponível no site <http://www.visualizationsoftware.com/3dem/downloads.html>. No qual deverá ser preparado o ficheiro do MDT em formato USGS ASCII DEM para importação para o ArcView3.2.

A caracterização geométrica das bacias hidrográficas permite obter informação quanto à área de drenagem das bacias, ao comprimento dos cursos de água, assim como determinar a forma característica que nos indica a tendência para cheias, isto é, o coeficiente de compacidade ou índice de Gravelius,  $K_c$ , e o factor de forma,  $K_f$ .

O conhecimento das características do sistema de drenagem envolve a classificação das massas de água quanto à sua constância de escoamento (se são massas de água perenes, intermitentes ou efémeras) e a ordem dos cursos de água, para se ter uma indicação do grau de ramificação das bacias. Envolve ainda o conhecimento da densidade de drenagem,  $I$ , e do percurso médio do escoamento superficial,  $\overline{P_s}$ , que indica a distância média que a chuva deveria percorrer caso o escoamento se desse em linha recta, desde o ponto que cai na bacia até à massa de água mais próxima e que dão também uma indicação quanto à tendência para cheias.

Para a caracterização do relevo das bacias, a aplicação do Modelo Digital do Terreno (MDT) proporciona uma visão sugestiva do relevo do terreno e auxilia na determinação de declives, nas secções transversais, nos perfis longitudinais, entre outros. Tendo em conta o declive longitudinal e as variações que este vai sofrendo, é possível traçar o perfil longitudinal do curso de água, sendo este importante para a análise do regime hidráulico. Esta análise permite encontrar soluções que tendem a corrigir ou minimizar os efeitos erosivos causados pela acção de correntes não só sobre o próprio leito mas também sobre as margens. Estão disponíveis ferramentas informáticas para traçar os perfis longitudinais, baseadas no software ArcView e activando o tema relativo às massas de água (rios) com a ferramenta POINTER e seleccionando os segmentos do rio que se pretende estudar com a ferramenta SELECT, é

possível traçar o perfil do rio no menu BASIN PROCESSING escolhendo a opção RIVER PROFILE.

A velocidade da corrente depende, entre outros factores, do declive longitudinal, da forma da secção transversal, da rugosidade do leito e do caudal transportado. O declive do curso de água é influenciado pela natureza do substrato geológico. Esse declive não é homogéneo em toda a sua extensão, existindo troços com menor ou maior inclinação, consoante a natureza do substrato e a sua maior ou menor resistência à erosão.

O revestimento vegetal e o seu tipo de utilização têm importância na análise dos fenómenos hidrológicos, principalmente pela sua influência no escoamento superficial, na infiltração e na evapotranspiração. A presença de bosques e florestas favorece a infiltração e reduz a velocidade de escoamento superficial, contribuindo para a redução dos fenómenos de erosão e de ocorrência de grandes cheias e aumento das reservas hídricas subterrâneas, uma vez que elimina o choque directo das gotas com o solo e modifica as características do solo. A fisiografia do terreno e o substrato geológico são dois factores importantes no desenrolar do fenómeno erosivo, em conjunto com os agentes climáticos, especialmente o regime de precipitação.

A vegetação é um factor fundamental de defesa e conservação do solo. Para além de o proteger da acção directa da chuva, o seu raizame forma uma rede de retenção de partículas do solo. A velocidade de escoamento da água é retardada devido à presença da vegetação, reduzindo a sua energia cinética, ou seja, a sua força de arrastamento. Ao eliminá-la quebra-se este equilíbrio, agravando assim a acção dos agentes erosivos, que arrastando por vezes elevadas quantidades de sedimentos de montante para jusante provocam obstrução nos cursos de água, originando, por vezes, inundações dos campos marginais. Estas situações são especialmente agravadas em cursos de água de regime torrencial que conjugam distribuições pluviométricas irregulares ao longo do ano com a existência de declives acentuados (Saraiva *et al*, 1988).

## **2.3 Enquadramento legal da gestão da água**

### **2.3.1. Qualidade da água em função dos seus usos**

O **Decreto-Lei nº 236/98** estabelece normas, critérios e objectivos de qualidade com a finalidade de proteger o meio aquático e melhorar a qualidade das águas em função dos seus principais usos (artigo 1º). O presente diploma define os requisitos a observar na utilização da água para o consumo humano, para o suporte da vida aquícola, para o uso balnear e para a rega. Neste trabalho é dada prioridade ao uso balnear para definir a qualidade da água da Ria.

### **2.3.2. Qualidade das Águas Balneares**

O Capítulo IV, do **Decreto-Lei nº 236/98**, relativo à qualidade das águas balneares, foi baseado na Directiva 76/160/CE. A Directiva 2006/7/CE do Parlamento Europeu e do Conselho de 15 de Fevereiro de 2006 relativa à Gestão da Qualidade das Águas Balneares, que revoga

a Directiva 76/160/CE a partir de 31 de Dezembro de 2014. A nova directiva define como objectivos principais a preservação, protecção e melhoria da qualidade do ambiente e a protecção da saúde humana. Traz novos desafios de implementação, a nível dos parâmetros de caracterização da qualidade das águas balneares e do respectivo sistema de classificação, como da gestão da qualidade ambiental e disponibilização da informação ao público. Prevê o estabelecimento de perfis para descrever as características das águas balneares e identificar fontes de poluição associadas. A detecção de um foco de poluição pode resultar na necessidade de proceder regularmente a novas análises, informação do público e proibição de banhos. A nova directiva vem completar o disposto na Directiva 200/60/CE (Directiva Quadro da Água), bem como na directiva relativa ao tratamento de águas residuais urbanas e na directiva relativa à protecção das águas contra poluição causada por nitratos de origem agrícola.

### **2.3.3. Zonas sensíveis à eutrofização**

O **Decreto-Lei 152/97** de 19 de Junho tem como objectivo a protecção das águas superficiais dos efeitos das descargas de águas residuais urbanas (águas residuais domésticas ou a mistura destas com águas residuais industriais e ou com águas pluviais, artigo 2º) sendo da responsabilidade de cada município procurar a solução mais adequada, numa dupla perspectiva de eficácia da aplicação de recursos e de protecção ambiental. No anexo II do presente diploma os estuários são considerados como zonas sensíveis, pelo que a descarga de águas residuais provenientes de aglomerados com um equivalente populacional (e.p.) superior a 10000 só pode ser licenciada quando aquelas águas são submetidas a um tratamento rigoroso (artigo 5º) satisfazendo as condições previstas na alínea B) do anexo I do respectivo diploma. A descarga das águas residuais urbanas em zonas sensíveis encontra-se descrita no artigo 6º.

O **Decreto-Lei nº 149/2004** de 22 de Junho altera o DL nº152/97 procedendo a uma revisão das zonas sensíveis, tendo como resultado a identificação de 25 zonas sensíveis (águas doces superficiais, estuários e lagoas costeiras) e nove zonas menos sensíveis (águas costeiras). As descargas de água residuais de dimensão inferior a 10000 equivalente populacional (e.p.), quando realizadas directamente na zona sensível ou na respectiva área de influência, devem estar sujeitas às mesmas exigências das descargas provenientes de aglomerados superior a 10000 e.p.

Os critérios que são aplicados visam sobretudo o combate à eutrofização e a necessidade de adoptar um tratamento mais avançado do que o tratamento secundário, permitindo o cumprimento do disposto na legislação comunitária aplicável em matéria de águas, bem como a redução da poluição microbiológica. São designadas como zonas sensíveis as massas de água eutróficas ou em vias de eutrofização.

### **2.3.4. Zonas de protecção especial (ZPE)**

O **Decreto-Lei nº140/99** procede à revisão da transposição para o direito interno as seguintes directivas comunitárias: Directiva 79/409/CEE de 2 de Abril (directiva aves); Directiva 92/43 de 21 de Maio (directiva habitats). Este diploma tem como objectivos assegurar a biodiversidade, através da conservação e do restabelecimento dos habitats naturais e da flora e fauna selvagens num estado de conservação favorável no território nacional, tendo em conta as exigências económicas, sociais e culturais, assim como as particularidades regionais e locais. A Ria de Aveiro é considerada como ZPE pelo artigo 1º do DL 384B/99. No anexo XIV desse DL encontra-se os limites da ZPE da Ria de Aveiro.

### **2.3.5. Zonas vulneráveis, poluição causada por nitratos de origem agrícola**

A poluição do meio hídrico em Portugal por nitratos de origem agrícola encontra-se quase sempre associado à agricultura intensiva, na qual são cometidos excessos no uso de fertilizantes. O **decreto-lei 237/97** de 3 de Setembro pretende transpor para o direito interno as disposições contidas no conselho de 12 de Dezembro de 1991 a Directiva 91/676/CEE relativa à protecção das águas contra a poluição causada por nitratos de origem agrícola, assim como clarificar atribuições e responsabilidades das várias entidades com intervenção neste domínio. Os objectivos deste diploma passam pela redução da poluição das águas causadas por nitratos de origem agrícola, bem como impedir a propagação desta poluição. A fim de assegurar um nível de protecção de todas as águas contra a poluição causada por nitratos de origem agrícola, será aprovado um Código de Boas Práticas Agrícolas (Anexo III d presente diploma) pelos Ministros da Agricultura, do Desenvolvimento Rural e das Pescas e do Ambiente (artigo 6º). Este decreto foi alterado pelo DL 68/99 de 11 de Março, transpondo para o direito interno a directiva 91/679/CEE. Os Estados Membros designam as zonas que drenam para as águas poluídas ou susceptíveis de o serem, por nitratos de origem agrícola, como Zonas Vulneráveis. Através da portaria nº833/2005 de 16 de Setembro e da portaria nº1100/2004 de 3 de Setembro, foi aprovada a lista e as cartas onde se identificam as oito zonas vulneráveis no continente e na região Autónoma dos Açores, ver site <http://www.dgadr.min-agricultura.pt/hidrologia/aquiferos/index.htm#>. No Anexo I, da portaria nº1100/2004 encontra-se a lista das zonas vulneráveis.

O INAG possui um quadro (anexo III) com a classificação dos cursos de água superficiais de acordo com as suas características de qualidade para usos múltiplos no seguinte site [http://snirh.inag.pt/snirh/dados sintese/qual\\_ag\\_anual/classificacao.html](http://snirh.inag.pt/snirh/dados sintese/qual_ag_anual/classificacao.html).

### **2.3.6. Lei da Água**

A Directiva Quadro da Água (Directiva 2000/60/CE do Parlamento Europeu e do Conselho de 23 de Outubro de 2000) estabelece um quadro de acção comunitária no domínio da política da água na União Europeia (EU). Esta directiva tem como finalidade alcançar o bom estado ecológico das águas e um bom potencial ecológico das águas de superfície fortemente

modificadas. 15 anos após a entrada em vigor da respectiva directiva, ou seja, o mais tardar até 2015. Para isso, é estabelecido um enquadramento para a protecção das águas de superfície interiores, das águas de transição, das águas costeiras e das águas subterrâneas assim como uma melhoria e recuperação de todas essas águas. Prescreve também a protecção e o melhoramento do estado de todas as massas de água artificiais e fortemente modificadas e aplicação de medidas necessárias para a redução gradual da poluição provocada por substâncias prioritárias e suprimir as emissões, descargas e perdas de substâncias perigosas prioritárias (artigo 4º).

A **Lei nº58/2005** aprova a Lei da Água, assegurando a transposição para a ordem jurídica nacional a Directiva nº2000/60/CE (Directiva Quadro da Água, DQA) a qual cria o enquadramento institucional para a gestão sustentável tanto das águas superficiais – interiores, de transição e costeiras – quanto das águas subterrâneas. Esta lei tem como objectivos (artigo 1º do Capítulo I):

- Evitar a degradação e proteger e melhorar o estado dos ecossistemas aquáticos, terrestres e das zonas húmidas;
- Promover uma utilização sustentável da água a longo prazo;
- Obter uma protecção reforçada e melhoria do ambiente aquático através de medidas específicas de redução gradual e cessação das descargas, das emissões e das substâncias prioritárias;
- Assegurar a redução da poluição das águas subterrâneas e evitar o agravamento da sua poluição;
- Minimizar os efeitos das inundações e das secas;
- Assegurar o fornecimento suficiente de água superficial e subterrânea de boa qualidade segundo uma utilização sustentável equilibrada e equitativa da água;
- Proteger as águas marinhas incluindo as territoriais;
- Assegurar o cumprimento dos objectivos dos acordos internacionais incluindo os que se destinam à prevenção e eliminação da poluição no ambiente marinho.

No quadro da especificidade para a gestão das bacias hidrográficas são criadas regiões hidrográficas (RH) (artigo 6º do Capítulo II). A RH4 compreende as bacias hidrográficas do rio Vouga, Mondego, Lis e das ribeiras da costa entre o estuário do rio Douro e a foz do rio Lis e as bacias hidrográficas de todas as linhas de água a sul da foz do Lis até ao estuário do rio Tejo, exclusive.

As competências previstas nesta lei são a nível nacional do Instituto da Água (INAG) representando o Estado como garante da política nacional das águas e a nível de região hidrográfica, as administrações das regiões hidrográficas (ARH) que prosseguem atribuições de gestão das águas incluindo o planeamento, licenciamento e fiscalização. A representação dos sectores de actividade e dos utilizadores dos recursos hídricos é assegurada pelo Conselho Nacional da Água (CNA) e pelos conselhos da região hidrográfica (CRH). A articulação dos instrumentos de ordenamento do território, que inclui os planos de água, e a

integração da política da água nas políticas transversais de ambiente são asseguradas pelas comissões de coordenação e desenvolvimento regional (CCDR) (artigo 7º do Capítulo II).

É da competência da autoridade nacional da água (ANA) assegurar a nível nacional a gestão das águas e garantir a realização dos objectivos da presente lei e representar a nível internacional o Estado (artigo 8º do Capítulo II).

No artigo 22º da Secção II do Capítulo III, relativamente aos planos de ordenamento dos estuários, estes visam a protecção das suas águas, leitos e margens, e dos ecossistemas que neles habitam, assim como a valorização social, económica e ambiental da orla terrestre envolvente. Devem assegurar a gestão integrada das águas de transição com as águas interiores e costeiras adjacentes assim como dos respectivos sedimentos; preservar e recuperar as espécies aquáticas e ribeirinhas protegidas e os respectivos habitats; ordenar a ocupação da orla estuarina e salvaguardar os locais de especial interesse urbano, recreativo, turístico e paisagístico; indicar os usos permitidos e as condições a respeitar pelas várias actividades industriais e de transportes implantadas em torno do estuário.

No artigo 29º da Secção II do Capítulo III, relativo aos planos de gestão de bacia hidrográfica, constituem instrumentos de planeamento das águas que visam a gestão, protecção e a valorização ambiental, social e económica das águas ao nível da bacia hidrográfica que compreendem e estabelecem: a identificação de sub-bacias, sectores, problemas ou tipos de águas e sistemas aquíferos que requeiram um tratamento específico ao nível da elaboração de planos específicos das águas (alínea e) e identificação das redes de monitorização e a análise dos resultados dos programas de monitorização sobre a disponibilidade e o estado das águas superficiais e subterrâneas, bem como das zonas protegidas (alínea f).

As medidas de conservação e reabilitação da zona costeira e estuários compreendem: a limpeza e beneficiação das margens e áreas envolventes; reabilitação das margens e áreas degradadas ou poluídas; protecção contra os efeitos da erosão de origem hídrica; desassoreamento das vias e das faixas acostáveis; renaturalização e valorização ambiental e paisagística das margens e áreas envolventes. É da responsabilidade dos municípios, nos aglomerados urbanos; dos proprietários, nas frentes particulares fora dos aglomerados; dos organismos dotados de competência, própria ou delegada, para a gestão dos recursos hídricos na área, dos demais casos aplicar estas medidas de conservação e reabilitação (artigo 34º da Secção IV do Capítulo III).

Os objectivos ambientais e de monitorização das águas encontram-se descritos no Capítulo IV. Quanto à monitorização do estado das águas de superfície, subterrâneas e zonas protegidas: devem ser definidas para cada RH redes de recolha de dados para a monitorização de variáveis biológicas, hidrológicas e climatológicas, físico-químicas, de sedimentos e da qualidade química e ecológica da água; deve estar operacional até 2006 um programa operacional de monitorização do estado das águas. Para as águas de superfície o programa deve incluir o volume e o nível da água ou o caudal na medida em que seja relevante para a



definição do estado ecológico e químico e do potencial ecológico assim como os parâmetros de caracterização do estado ecológico, do estado químico e do potencial ecológico (artigo 54º).

A presente lei revoga: o DL 70/90 de 2 de Março; os DL 45/94, 46/94 e 47/94 de 22 de Fevereiro; os capítulos III e IV do DL 468/71 de 5 de Novembro e o DL 254/99 de 7 de Julho.

O **Decreto-Lei nº77/2006** complementa a transposição da Directiva 2000/60/CE (DQA) em desenvolvimento do regime fixado na Lei nº58/2005, de 29 de Dezembro. A caracterização das águas das regiões hidrográficas é realizada de acordo com as especificações técnicas constantes dos seguintes anexos I, II, III e IV do respectivo DL. O estado das águas superficiais e das águas subterrâneas e o potencial ecológico são fixados por diploma regulamentar, tendo em conta o disposto no anexo V do presente DL. Os programas de monitorização, quanto às especificações técnicas e os métodos normalizados de análise e controlo do estado das massas de água, encontram-se dispostos nos anexos VI, VII e VIII.

## **2.4 Programas de Monitorização**

Conforme se encontra descrito no Plano Nacional da Água, no site [http://www.inag.pt/inag2004/port/a\\_intervencao/planeamento/pna/pna\\_indice.html](http://www.inag.pt/inag2004/port/a_intervencao/planeamento/pna/pna_indice.html) são várias as razões para iniciar um programa de monitorização, como por exemplo obter dados para a caracterização de bacias, obter dados sobre as variações temporais da qualidade da água, detectar problemas de qualidade da água, determinar os locais apropriados para o uso balnear, avaliar os impactos derivados de efluentes urbanos, industriais e de usos agrícolas, entre outras. Os parâmetros e os respectivos métodos de análise dependerão do uso que será feito desses resultados e dos requisitos de qualidade dos dados. Os locais de amostragem podem ser escolhidos por diversos critérios relativos à acessibilidade, à proximidade, aos custos, e dependerá da finalidade do programa de monitorização. Se o objectivo do programa for providenciar dados para caracterizar uma massa de água ou os problemas dessa massa de água, será preferível monitorizar um número de locais representativos de uma gama de condições da massa de água (por exemplo a montante e a jusante de uma cidade, em áreas agrícolas ou industriais). Para fins mais específicos como determinar onde é possível nadar, será apenas necessário amostrar em áreas de natação. Para determinar zonas com uso de actividades poluidoras, que possam ter impactos negativos nas massas de água, será preferível monitorizar a montante e a jusante da área onde é suspeitada essa actividade. Quanto à frequência de monitorização, geralmente, as amostras para análises químicas deverá ser feita mensalmente e semestralmente para as análises biológicas.

Os programas de monitorização do meio hídrico são desenhados tendo em vista os objectivos da monitorização, que incluem o aumento do conhecimento científico, a protecção do ambiente e a aplicação das várias leis que contemplam a gestão da água e do meio hídrico.

A implementação de uma rede de referência de monitorização da qualidade da água superficial permite obter informação sobre:

- As propriedades físicas, químicas e biológicas da água, relacionando-as com as condições naturais assim como com as acções antropogénicas e usos existentes;
- Impactos sobre a saúde pública, sobre o uso directo da água e sobre o estado dos ecossistemas;

Permite também apoiar a gestão dos recursos hídricos no domínio da verificação das exigências em termos de qualidade. A definição e operação sistemática da rede de monitorização da qualidade da água têm em conta os seguintes factores:

- Objectivos de amostragem;
- Locais de amostragem;
- Frequência de amostragem;
- Compatibilização com outras redes, nomeadamente a rede hidrométrica.

A recolha sistemática de informação sobre a qualidade das águas superficiais vai permitir caracterizar as diferentes situações críticas e de referência, tanto no espaço como no tempo, com o objectivo de permitir:

- Avaliar a evolução da qualidade da água;
- Identificar acidentes de poluição;
- Disponibilizar informação de base.

#### **2.4.1. Enquadramento internacional**

A nível da União Europeia (UE) foi desenvolvido um trabalho importante que levou à publicação de guias da monitorização requerida no âmbito da Directiva Quadro da Política da Água. Esta directiva estabelece procedimentos para a protecção de todas as águas (águas superficiais interiores, águas de transição e costeiras e águas subterrâneas), que descrevem o que deve ser feito para a implementação dessa directiva. O foco deste documento (Water Framework Directive, 2003) é apresentar um guia de escolha dos elementos de qualidade e dos programas de monitorização apropriados. Neste guia são identificados os elementos de qualidade e os parâmetros que são mais representativos das pressões para cada tipo de massas de água superficiais. Fornece também um guia de implementação de programas de monitorização de vigilância, operacional e de investigação, incluindo a selecção dos locais de amostragem e as frequências de amostragem para as massas de água.

A Convenção para a Protecção do Meio Marinho do Atlântico Nordeste, igualmente conhecida por Convenção de Oslo – Paris – **OSPAR** entrou em vigor a nível internacional e nacional em Março de 1998. Elaborou guidelines para a definição de uma estratégia de combate à eutrofização (OSPAR Comissão, 2003). A eutrofização marítima é um das maiores questões que tem sido analisada pela OSPAR. A abordagem deste trabalho foi de identificar aquelas partes da área do Atlântico Nordeste onde as entradas de nutrientes, quer directas ou indirectas, tem maior probabilidade de causar poluição. O procedimento vulgar (Common

Procedure) compreende dois passos. O primeiro passo é o *Procedimento de triagem* (Screening Procedure, SP), em que se identificam as áreas sem problemas de eutrofização (Non-Problem Áreas, NPA). Este procedimento foi terminado em 2000 e identificou as partes das áreas marítimas da OSPAR as quais devem aplicar o segundo passo do Common Procedure. O segundo passo é o *Procedimento Compreensivo* (Comprehensive Procedure, CP) nas quais as áreas marítimas não consideradas como NPA de eutrofização, são classificadas como áreas com problemas (Problem Áreas, PA), áreas com problemas potenciais (Potencial Problem Áreas PPA) ou áreas sem problemas (NPA). Este relatório encontra-se dividido em 6 capítulos, havendo no primeiro uma Introdução e no segundo um esboço da avaliação e a classificação das áreas OSPAR do Procedimento Vulgar (CP). No terceiro capítulo encontra-se os resultados e conclusões da avaliação compreensiva e no quarto, os resultados e conclusões das áreas classificadas segundo o procedimento de classificação harmonizado. No quinto capítulo é feita uma conclusão geral e recomendações e no último encontram-se as referências.

As partes Contratantes desta Convenção, em que Portugal se inclui, obrigam-se a adoptar as medidas possíveis para prevenir e combater a poluição, para proteger e preservar a zona marítima...

A Noruega desenvolveu procedimentos para a Quantificação e o Registo Harmonizado de Nutrientes (Harmonised Quantification and Reporting Procedures of Nutrients, HARP Guidelines) no âmbito da 4ª Conferência do mar do Norte. Esses procedimentos incidem na quantificação das descargas e perdas de azoto e fósforo das instalações industriais e das descargas de efluentes urbanos, bem como nas quantificações das perdas de azoto e fósforo a partir de fontes antropogénicas difusas e das perdas naturais (SFT reports 179/2000, 2000).

A coordenação da aplicação em Portugal, da convenção OSPAR, é da responsabilidade da direcção geral do Ambiente, com a colaboração de vários organismos oficiais, nomeadamente o Instituto da Água (INAG) e o Instituto de Investigação das Pescas e do Mar (IPIMAR). Esta convenção foi tida em consideração apenas no âmbito dos estudos relativos aos estuários dos principais rios, já que as águas costeiras não foram integradas nos planos de bacia hidrográfica (PNA, páginas 6/45, 6-II).

Nos Estados Unidos são utilizados outros instrumentos para a gestão das águas, para além dos previstos nas leis que regulam a qualidade da água para várias utilizações. As cargas máximas totais diárias (Total Maximum Daily Loads, **TMDL**) é um cálculo da quantidade máxima de um poluente que uma massa de água pode receber e continuar a satisfazer os padrões de qualidade da água, e uma atribuição dessa quantidade pelas fontes dos poluentes. Os padrões de qualidade da água foram estabelecidos pelos Estados, assim como listas das águas que se encontram poluídas e que necessitam das TMDLs. A TMDL é a soma de cargas admissíveis de um único poluente de todas as contribuições pontuais e não pontuais. O cálculo deve incluir uma margem de segurança para assegurar que a massa de água pode ser usada

para os diferentes fins designados pelos Estados. O cálculo deve ainda considerar a variação sazonal na qualidade da água. A agência federal do ambiente (Environmental Protection Agency, EPA) deve aprovar ou recusar as listas e as TMDLs estabelecidas.

A EPA fornece um guia (guidance), que inclui um número de recomendações para alcançar resultados consistentes a nível nacional, para desenvolver e implementar TMDLs para atingir níveis padrões de qualidade da água.

Por outro lado a EPA (Environmental Protection Agency, 1997) trabalha desde 1990 no desenvolvimento de diversos manuais para programas de monitorização voluntária. O manual para a monitorização voluntária de massas de água (Volunteer Stream Monitoring: A Methods Manual) descreve o papel do programa de monitorização voluntária e discute como os técnicos podem organizar-se, implementar e manter os programas voluntários. Este documento é aplicado directamente às massas de água e rios. O manual apresenta métodos que foram adaptados daqueles usados com sucesso pelos programas voluntários existentes. Os factores como as regiões geográficas, os objectivos do programa, e os recursos do programa irão influenciar os métodos específicos usados. A EPA desenvolveu outros dois manuais: Volunteer Lake Monitoring publicado em Dezembro de 1991 e Volunteer Estuary monitoring publicado em Dezembro de 1993. Estes manuais contemplam: a escolha de elementos de estudo; a caracterização das bacias; o estudo dos macroinvertebrados e dos habitats; a análise da qualidade da água e das condições físicas; o manuseamento e apresentação dos resultados da monitorização. Em anexo, encontra-se o manual de monitorização voluntária em linhas de água (anexo I) segundo a EPA.

#### **2.4.2. Enquadramento Nacional**

A monitorização a desenvolver no âmbito da Lei da Água, que transpõe a DQA, apresenta sobretudo duas finalidades. Uma delas consiste na avaliação do estado das águas (classificação e apresentação dos resultados) – monitorização de vigilância; a outra finalidade consiste no diagnóstico de problemas (desenvolvimento de soluções e acompanhamento da evolução resultante dos programas de medidas aplicados) – monitorização operacional. Em alguns casos pode ser necessário proceder-se à monitorização de investigação.

Os programas de monitorização a estabelecer pelos Estados-Membros devem incluir, para as águas superficiais, o volume e o nível de água ou caudal na medida em que seja relevante para a definição do estado ecológico, químico e potencial ecológico, assim como os parâmetros de caracterização. Para as zonas protegidas, os programas devem ser complementados pelos requisitos estabelecidos nas normas comunitárias aplicáveis a estas zonas.

Os métodos de amostragem utilizados para a monitorização dos parâmetros deverão estar conformes com as normas nacionais ou internacionais, de forma a garantir resultados comparáveis e de qualidade científica equivalente.

Os programas de monitorização relativos às águas de superfície deverão ser estabelecidos de forma a permitir a classificação do estado ecológico, bem como do estado químico.

Para todos os programas de monitorização as frequências de amostragem estabelecidas devem permitir a obtenção dos resultados com um nível aceitável de confiança e precisão. Assim, a monitorização deve ser programada com o objectivo de fornecer os dados necessários para análise de factores como a variabilidade dos parâmetros em condições naturais ou alteradas e a variabilidade sazonal dos mesmos. Pretende garantir-se que os resultados de monitorização reflectam as alterações provocadas pela actividade humana.

A monitorização de vigilância visa fornecer uma avaliação do estado das águas de superfície. Esta rede deve ser estabelecida com base na selecção de locais de amostragem, dos elementos de qualidade e na frequência de amostragem.

No anexo I do DL 77/2006 é feita a caracterização das águas superficiais e subterrâneas. Cada massa de água superficial é identificada como pertencendo a uma categoria: rios; lagos; águas de transição ou águas costeiras. Por sua vez, as categorias são diferenciadas em tipos consoante o sistema A ou o sistema B. No sistema A as massas de água são diferenciadas por ecoregiões de acordo com o anexo XI da DQA e em tipos de massas de água superficiais com base na salinidade média anual e amplitude média das marés de acordo com o quadro do sistema A. No sistema B devem ser diferenciados por tipos utilizando valores para os factores obrigatórios e facultativos segundo o quadro do sistema B. No anexo II, são estabelecidas condições hidromorfológicas, físico-químicas e biológicas de referência específicas para os tipos de massas de águas superficiais segundo os valores dos respectivos elementos especificados no Anexo V. Estas condições específicas podem ter como base as condições no terreno e ser baseadas numa modelização ou usando uma combinação destas. No que se refere às condições específicas biológicas com base nas condições do terreno, a Autoridade Nacional das Águas deve desenvolver uma rede de referência para cada tipo de águas superficiais, a qual deve conter um número suficiente de sítios de estatuto excelente de forma a conceber um nível de confiança suficiente quanto aos valores relativos às condições de referência, dada a variabilidade dos valores dos elementos de qualidade correspondentes ao estatuto ecológico excelente e a multiplicidade das técnicas de modelização aplicáveis a esses tipos de massas de água. Com base na modelização, essas condições podem ser derivadas utilizando modelos preditivos ou métodos retrospectivos. No anexo III, devem ser avaliadas as pressões antrópicas sobre as águas superficiais provenientes de fontes tóxicas e difusas, provocadas pelas substâncias do anexo IX e que são libertadas por instalações e actividades urbanas, industriais e agrícolas. No anexo V, são determinados os elementos de qualidade para a classificação do estado ecológico das massas de água de superfície. No anexo VI são descritos os tipos de monitorização (de vigilância, operacional e de investigação) para as águas superficiais. Na monitorização de vigilância a selecção dos pontos de monitorização deve conter um número de pontos suficientes que

permitam fornecer uma avaliação do estado da globalidade das águas superficiais em cada bacia. Nesses pontos o caudal tem de ser significativo, tendo em conta a totalidade da região hidrográfica, incluindo em pontos de grandes rios, no caso da área de drenagem ser inferior a 2500km<sup>2</sup>. Em pontos onde o volume de água presente seja significativo, incluindo lagos e albufeiras de grandes dimensões; em massas de água significativas que atravessam um Estado membro ou em quaisquer locais onde seja necessário avaliar a carga poluente transportada pelas fronteiras dos Estados membros.

Esta monitorização é efectuada para cada ponto de monitorização ao longo de um ano durante o período de vigência. A selecção dos elementos de qualidade abrange parâmetros de qualidade biológica, hidromorfológica, físico-química geral, assim como poluentes da lista prioritária ou outros descarregados em quantidades significativas. As frequências de monitorização aplicam-se para a monitorização dos parâmetros indicativos dos elementos de qualidade e encontram-se previstas no quadro do respectivo anexo. Para classificar o estado ecológico é atribuído um rácio, que representa a relação entre o valor do parâmetro biológico observado na massa de água e o valor do parâmetro nas condições de referencia. É expresso através de um valor numérico entre 0 e 1, representando estado ecológico mau e estado ecológico excelente respectivamente. A escala de rácios de qualidade ecológica é dividida em cinco classes e cores, como se encontra ilustrado no quadro do respectivo anexo. A classificação quanto ao estado químico é registado como sendo mau ou bom conforme cumpra ou não as normas de qualidade previstas no artigo 7º do presente DL ou noutra legislação comunitária que estabeleça normas de qualidade ambiental.

## **2.5 Ria de Aveiro: Sistema estuarino em estudo**

A Ria de Aveiro foi considerada pelo Decreto-Lei 152/97 como zona sensível à eutrofização e portanto em toda a área deveriam ser controladas as emissões de nutrientes. Em 2004 foi excluída das zonas sensíveis à eutrofização pelo Decreto-Lei 149/2004. Na realidade, a existência de massas de água doce e salgada a rodear a área vai requerer a avaliação de pressões, do respectivo impacte e ainda do estado destas águas, como é prescrito pelo Decreto-Lei nº 77/2006. Encontra-se classificada como Zona de Protecção Especial, ZPE no âmbito da Directiva das Aves. A área de protecção do aquífero quaternário da Ria de Aveiro, estabelecida no âmbito do Decreto-Lei 235/97, visa reduzir a poluição das águas causada pelos nitratos de origem agrícola. A Portaria nº 1100/2004 define a Zona Vulnerável de Aveiro que integra parte do concelho de Aveiro. A fracção dessa área que é drenada através da Ria de Aveiro foi delimitada por Almeida *et al* (2006) e corresponde às bacias do Parque e de Santa Joana.

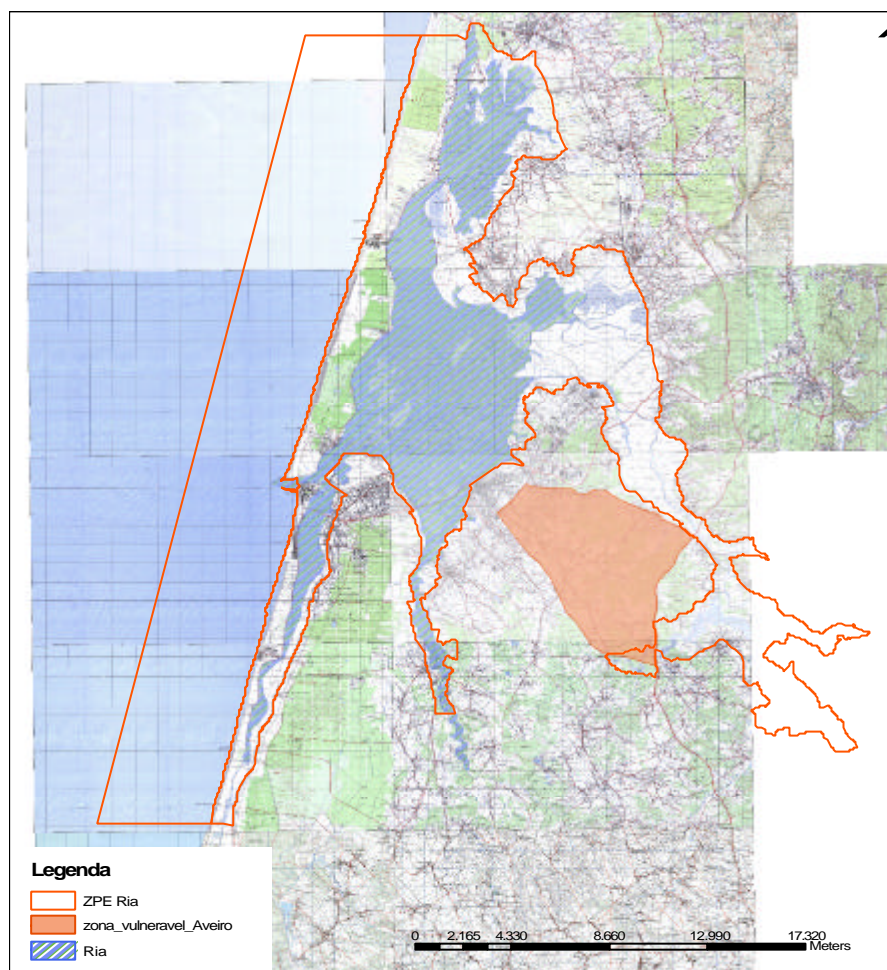


Figura 2.5.1: Mapa com a zona de protecção especial da Ria de Aveiro (ZPE Ria) e do sistema Quaternário de Aveiro (zona vulnerável de Aveiro).

O Plano da Bacia Hidrográfica do Rio Vouga, PBHV (Decreto Regulamentar nº15/2002) está em vigor desde Janeiro de 2002. Na fase 3, quanto aos Programas de Medidas e Acções, e no ponto 4.11.3.1, relativamente às redes de monitorização, recomenda a “existência de estações automáticas de qualidade à entrada de zonas sensíveis como o caso da Ria de Aveiro”.

Em relação à utilização da água da Ria para recreio e para a produção de espécies aquáticas devem ser respeitados os parâmetros fixados no DL 236/98. Além disso podem ser aplicados os parâmetros de qualidade da água para usos múltiplos fixados pelo INAG.

A Ria de Aveiro comunica com o mar através de uma embocadura de reduzidas dimensões, denominada “Barra”, estando sujeita ao regime das marés. Devido a essa influência marinha, constitui um ecossistema com características muito especiais, devido à coexistência de zonas dulcícolas, lagunares e marítimas, existindo uma diversidade de biótopos (águas livres, ilhas com vegetação, praias de vasa e lodos, sapais, salinas, campos agrícolas e dunas) com grande importância do ponto de vista ambiental e ecológico, impelindo a sua preservação (AMRia). Representa também uma etapa fundamental nas migrações de

aves aquáticas, sendo um local de nidificação ou invernada, e ainda local de abrigo, de descanso e alimentação durante as suas viagens (AMRia). A Ria, com todas as suas potencialidades, está na origem de diversas actividades, cujo desenvolvimento nem sempre foi o mais adequado com as características da zona. Relativamente às actividades nela propriamente dito, salientam-se a pesca, a apanha de crustáceos e bivalves, a apanha do moliço e salicultura (esta última em decadência) e, a aquacultura em fase de expansão. Quanto a actividades indirectamente relacionadas com ela, temos a agricultura e pecuária, com grandes extensões de terrenos adjacentes a ela, a indústria, uma actividade que adquire uma grande importância na região e o forte desenvolvimento populacional (Aveiro,). Os múltiplos usos na Ria originam um número de conflitos relacionados, em particular com a qualidade da água.

### 2.5.1. *Evolução hidromorfológica da Ria*

Em cerca de 1000 anos a área da actual Ria de Aveiro transformou-se de um largo estuário, onde todos os rios desaguavam, para um sistema lagunar fechado. Nessa altura, iniciou-se o processo que rectificou a linha de costa entre Espinho e o Cabo Mondego por deposição de areias e com a formação de cordões dunares litorais que vieram a limitar uma laguna com ilhas dispersas no interior. Ao longo do tempo a localização da barra foi variando entre Ovar e Mira, com períodos em que a laguna esteve completamente isolada do oceano. Em 1808 foi construída o actual canal da barra, que foi fixado definitivamente por dois molhes. A Ria de Aveiro constitui hoje um dos mais importantes e belos acidentes hidrográficos da costa portuguesa abarcando 11000 hectares, dos quais 6000 estão permanentemente alagados (AMRia).

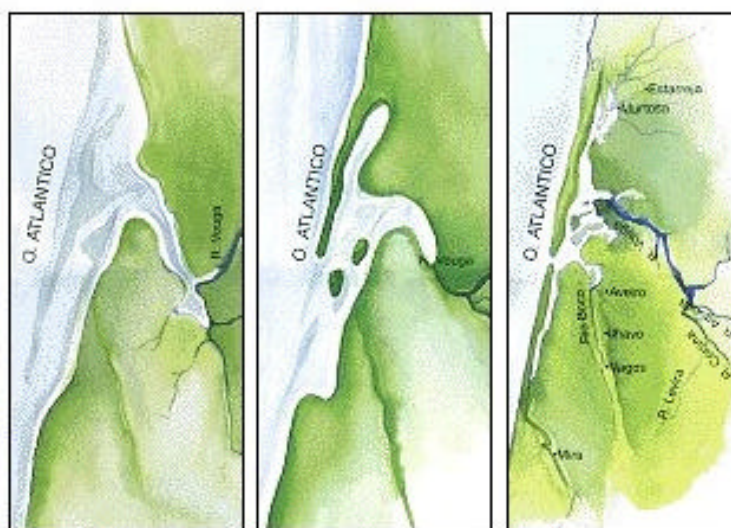


Figura 2.5.1.1: Evolução histórica da Ria de Aveiro (AMRia).

A relação entre a evolução hidromorfológica da Ria e as actividades que valorizam os seus recursos foi analisada por Silva & Duck (2006), que descreveram o progressivo aumento



da amplitude de marés, o desaparecimento da recolha de plantas aquáticas e as consequências destas mudanças relativamente à evolução futura deste sistema lagunar.

### **2.5.2. Caracterização da bacia hidrográfica da Ria de Aveiro**

A Ria de Aveiro é uma massa de água costeira, delimitada por terra, e possui uma ligação ao Oceano Atlântico, ficando constantemente afectada pelo efeito das marés. É então considerada como um estuário uma vez que ocorre diluição da água salgada pela água doce, transportada pelos rios, e pode ser incluída no tipo morfológico Estuário fechado por barras de areia (Silva, 1994). A Ria de Aveiro também tem características lagunares, uma vez que é influenciada pela contribuição de vários rios afluentes. O sistema de barras de areia tem neste caso um grande desenvolvimento ao longo da costa que ultrapassa muito a área onde entra o principal rio, o Rio Vouga, incluindo portanto outros rios que desaguam nesse estuário em pontos distantes da foz do rio principal (Silva, 1994).

A qualidade da água numa bacia hidrográfica depende do uso do solo, estando a alteração da qualidade relacionada com a densidade populacional nesse território. No caso da Ria de Aveiro, deve-se distinguir entre as bacias dos maiores rios, que contribuem com os fluxos de água e de outras substâncias capazes de influenciarem os principais canais da Ria, de muitas pequenas bacias com impacto restrito aos esteiros a que estão ligadas. Contudo, estas pequenas bacias situadas na planície costeira são bastante importantes para caracterizar a poluição a que a Ria está sujeita, uma vez que a área com cota até 100 metros corresponde a cerca de 50% da área total da bacia hidrográfica. Segundo o PBHV, a população total actual residente (Estimativa da População Residente para 1995 pelo INE) é de 605050 habitantes, sendo os concelhos de Oliveira de Azeméis e Aveiro os mais populosos com 68790 e 68120 habitantes, respectivamente. A população residente concentra-se no Baixo Vouga - Norte (tabela 2.5.2.1). As necessidades de água globais na bacia do Vouga são cerca de 242hm<sup>3</sup>/ano. Correspondendo 66% (160hm<sup>3</sup>/ano) à rega, 19% (46hm<sup>3</sup>/ano) ao abastecimento público e 15% (36hm<sup>3</sup>/ano) ao consumo industrial. Das necessidades globais de água cerca de 135hm<sup>3</sup>/ano (56%) são usadas pelas Unidades Hidrológicas Homogéneas (UHH) 1 e 5 que correspondem respectivamente ao Baixo Vouga Sul e Norte (figura 2.5.2.1), ou seja, à zona lagunar designada por Ria de Aveiro e incluindo as ribeiras litorais

Tabela 2.5.2.1: População total da bacia do Vouga por Unidades Hidrológicas Homogéneas.

(Fonte: PBHV)

Unidade Hidrológica	População Residente					
	1950	1960	1970	1981	1991	1995
Alto Vouga - Cabeceiras	43516	44179	36925	38466	35406	35537
Médio Vouga Esquerdo	105040	105902	98070	114394	112902	113861
Médio Vouga Direito	83447	85180	80525	90473	93367	94074
Alto Vouga - Cabeceiras	43516	44179	36925	38466	35406	35537
Baixo Vouga Sul	57686	59893	58745	58299	59596	60077
Baixo Vouga Norte	202647	223295	238910	282174	292404	301501
<b>Total PBH</b>	<b>492336</b>	<b>518449</b>	<b>513175</b>	<b>583806</b>	<b>593675</b>	<b>605050</b>
EPNA		588.267	597.161	666.853	690.563	
INSB (1994)						600.797

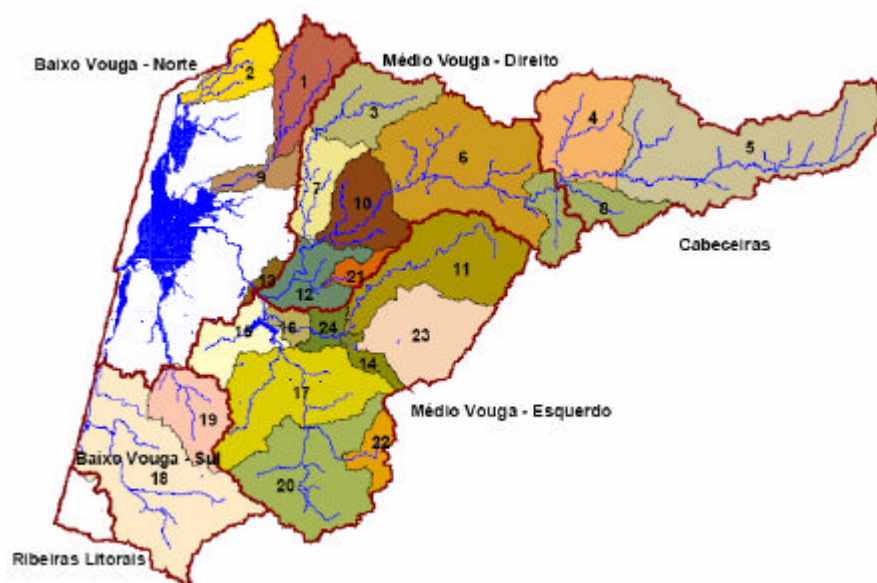


Figura 2.5.2.1: Localização das sub-bacias definidas por 24 pontos de avaliação e em que Unidades Hidrológicas Homogéneas se situam.

(Fonte: PBHV)

### 2.5.3. Descrição geográfica

A Ria de Aveiro fica na costa oeste do território português, possuindo um cordão litoral, entre Carregal (Ovar) e Poço da Cruz (Mira), no máximo de 45km e entre o Bico de Muranzel e Canelas uma largura máxima de 11km, evidenciando uma largura média de 2km (IDAD). Possui uma área molhada acima de 100km<sup>2</sup> em preia-mar e cerca de 43km<sup>2</sup> em baixa-mar. Para além da entrada de água salgada na laguna, existem também fortes caudais de água doce que provém dos principais rios, e várias linhas de água e diversas correntes pluviais que nela desaguam. Apesar de todas estas contribuições a laguna possui uma profundidade geralmente baixa, variando entre 1m nos extremos e 10m na barra e canais de tráfego portuário (IDAD). Um ponto no centro da Ria tem como coordenadas 8°41'37" (W) e 40°40'157" (<http://darwin.icn.pt/sipnat/wgetent?userid=sipnat&type=zpecran2&codigo=PTZPE0004&zona=1>). É parte do Distrito de Aveiro e compreende um grupo de oito concelhos que delimitam o

seu estuário. De Norte para Sul temos os concelhos de Ovar, Murtosa, Estarreja, Albergaria-a-Velha, Aveiro, Ílhavo, Vagos e Mira (que pertence ao Distrito de Coimbra).

#### **2.5.4. Descrição morfológica**

A Ria pode então ser descrita como um sistema de canais de grande desenvolvimento longitudinal e organizados em forma de arborescente por ramificações sucessivas a partir do único ponto de comunicação com o mar (Silva, 1994). A extremidade dos diversos canais transforma-se no leito dos diversos rios afluentes. Em cada um dos canais é possível observar um pequeno subestuário com características de salinidade específicas influenciando assim o campo de salinidade de todo o sistema (Silva, 1994).

A morfologia da Ria de Aveiro permite identificar cinco canais maiores; Silva (1994) propôs a divisão da bacia hidrográfica nas seguintes sub-bacias:

- Bacia do canal de Mira
- Bacia do canal de Ovar
- Bacia do canal do Espinheiro / Murtosa
- Bacia do canal Principal / Aveiro
- Bacia do canal de Ílhavo

O Canal de Ovar desenvolve-se para Norte e contém uma extensão de 25km paralela à costa e uma largura de 2km na zona da Torreira e 3km no largo da Coroa; o Canal do Espinheiro e Murtosa desenvolvem-se para Este com uma extensão de 14km; o Canal Principal desenvolve-se também para Este e possui um comprimento de 9km até Aveiro; o Canal de Ílhavo desenvolve-se para Sul com cerca de 12km de comprimento; e o Canal de Mira desenvolve-se também para Sul com uma extensão de 15km paralela à costa. Nestes canais desaguam diversos cursos de água, entre os quais se destacam os principais rios: o rio Cáster, que tem a sua foz no Canal de Ovar, o rio Antuã no Canal da Murtosa, o rio Vouga no Canal do Espinheiro, o rio Boco no Canal de Ílhavo e a ribeira da Varziela no canal de Mira.

Ligados aos canais principais existem esteiros, que são pequenos canais que drenam as áreas de sapal e de caniçal situadas nas margens da Ria. Estas áreas são biótopos de elevada produtividade e têm importantes funções nas transferências energéticas dos estuários. Transferem quantidades importantes de matéria orgânica e energia, não só para as águas da laguna, e através dela para a zona oceânica adjacente, como também para os agro-sistemas nas margens da Ria. Os sapais correspondem a formações vegetais especialmente adaptadas à salinidade das águas estuarinas e à submersão periódica durante a preia-mar.

A foz do rio Vouga encontra-se localizada na zona central da laguna, podendo afectar significativamente a salinidade de toda a Ria (Silva, 1994). A água dos canais mais interiores da laguna apresenta variações de salinidade importantes. Estas variações resultam do processo de mistura da água do mar com a dos rios. A forma como ocorre esta mistura está na base de uma classificação de estuários baseada na sua estrutura salina, segundo a qual a Ria de Aveiro pode ser considerada como um estuário parcialmente misturado com fluxos de

maré muito grandes em comparação com o caudal dos rios. A figura 2.5.4.1 mostra uma simulação da variação espacial da salinidade durante a enchente e a vazante respectivamente, sendo visível a predominância da água salgada. No entanto esta simulação não é real, visto que reflecte apenas a entrada de água doce proveniente dos principais rios, sem a contribuição da água doce proveniente das outras bacias situadas em redor da ria. Pelo que o aspecto da figura deveria apresentar valores baixos de salinidade em toda a margem interior da Ria.

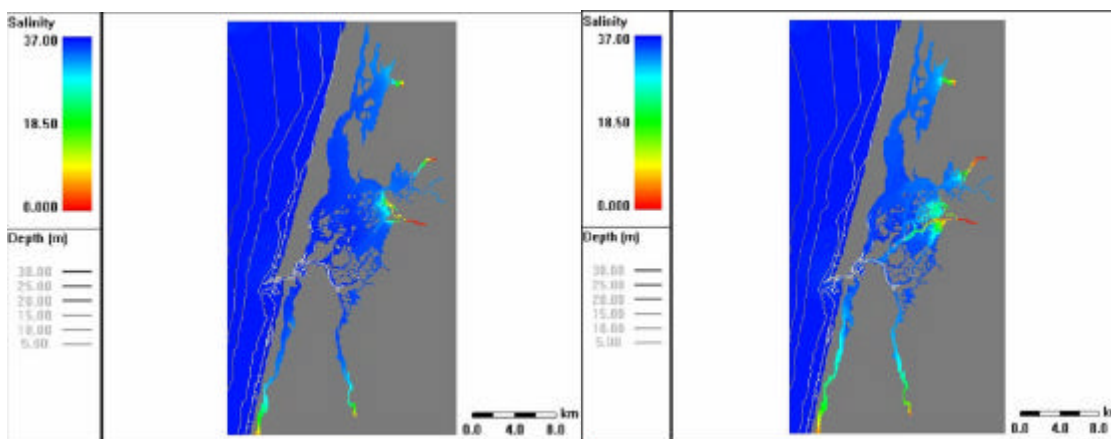


Figura 2.5.4.1: Distribuição da salinidade na Ria de Aveiro em preia-mar e baixa-mar respectivamente.

(Fonte: INAG)

### 2.5.5. Descrição hidrológica

Como já foi referido, a Ria de Aveiro sofre influência da maré, estando portanto sujeita a entradas vindas do oceano e recebe também a água superficial transportada por um número elevado de massas de água, que drenam no total uma área de 3635km<sup>2</sup> (área da Bacia Hidrográfica do Vouga). Desta área, temos os principais rios que nela desaguam: o rio Vouga que é responsável pela drenagem de 2425km<sup>2</sup> para o Oceano Atlântico (IDAD). O rio Cáster que drena uma área de 225km<sup>2</sup>, o rio Antuã que drena uma área de 266km<sup>2</sup>, o rio Boco uma área de 189km<sup>2</sup> e as valas de Mira uma área de 375km<sup>2</sup>. Estes últimos quatro rios contribuem em conjunto com 1055km<sup>2</sup>, sendo a restante área (156km<sup>2</sup>) é drenada por pequenas bacias e por pequenas áreas ligadas aos esteiros da Ria nas quais existem escorrências directas (IDAD).

## 2.6 Problemas da qualidade da água (Situação) na Ria de Aveiro

### 2.6.1. Cargas provenientes dos principais rios

Em 1980 foi iniciado um programa de trabalho de Vigilância da Qualidade da Água da Ria de Aveiro (projecto POLAVEIRO), realizado pelo Instituto Hidrográfico, cujo objectivo passava pelo estabelecimento de termos de referência, avaliar a qualidade do estuário e controlar a qualidade desse meio relativamente às descargas domésticas e industriais essencialmente provenientes do complexo industrial de Estarreja. Durante 1988 e 1989 foram amostradas onze estações e a partir de 1990 treze estações (figura 2.6.1.1). Os gráficos

relativos à concentração de amónia, nitritos, nitratos e fosfatos obtidos pelo Instituto Hidrográfico entre Setembro de 1988 e Novembro de 1990 (Vinhas & Valença, 1990 e 1991) encontram-se nas figuras 2.6.1.2 a 2.6.1.4.

Os valores das concentrações dos diferentes nutrientes: fosfatos, amónia, nitratos e nitritos, obtidos para cada um dos principais rios que entram na Ria de Aveiro, foram classificados segundo as suas características de qualidade para usos múltiplos (quadro do anexo III) como se ilustra na figura 2.6.1.4. Nessa figura, verifica-se que ao longo do tempo, as concentrações dos nutrientes nesses rios apresentaram uma qualidade boa, ou seja, águas fracamente poluídas (apresentando cor azul ou verde), excepto para os nitritos onde por vezes os valores estão acima de  $21\mu\text{g/L}$  nos Rio Cáster e Antuã e por vezes no Boco e Vouga, sendo considerado poluição aceitável. Verifica-se ainda que as valas de Mira apresentam sempre os níveis de nutrientes mais baixos e os rios Cáster e Antuã níveis mais elevados. As fontes de azoto encontram-se nos locais 2 e 15, correspondendo ao Rio Antuã e Cáster respectivamente. Também foram analisados diferentes metais, dos quais os níveis de Zinco dissolvido foram superiores na estação do rio Cáster, atingindo  $1\text{mgZn/L}$  na amostragem do dia 16 Novembro de 1988. Nos restantes locais, os níveis estiveram abaixo de  $48\mu\text{gZn/L}$ . Os níveis de Cádmio, quando quantificáveis, foram baixos.

<b>Estação</b>	<b>Nome</b>
<b>2</b>	Largo do Laranjo (Rio Antuã)
<b>4</b>	Torreira
<b>5</b>	Canal do Espinheiro
<b>6</b>	Ria Aveiro – Cais Bacalhoeiros
<b>6A</b>	Ria Aveiro – Clube dos Galitos, no canal da Veia
<b>7</b>	Ria Aveiro – Cais Industrial
<b>9</b>	Canal de Mira – Costa Nova
<b>10</b>	Embocadura
<b>11</b>	Ponte Angeja (Rio Vouga)
<b>12</b>	Canal Ílhavo – Vista Alegre
<b>15</b>	Largo da Coroa
<b>20</b>	Canal Ílhavo – Lagoa do Paraíso

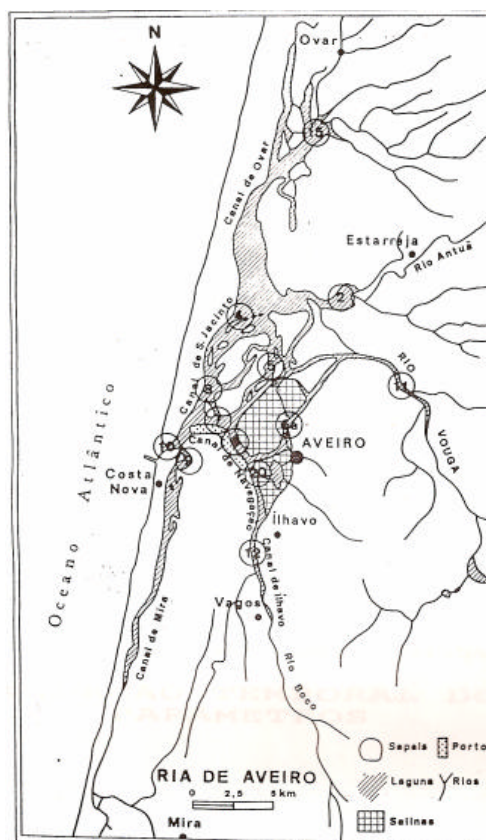


Figura 2.6.1.1: Estações de colheita na Ria de Aveiro.

(Fonte: Alcântara *et al.*, 1991)

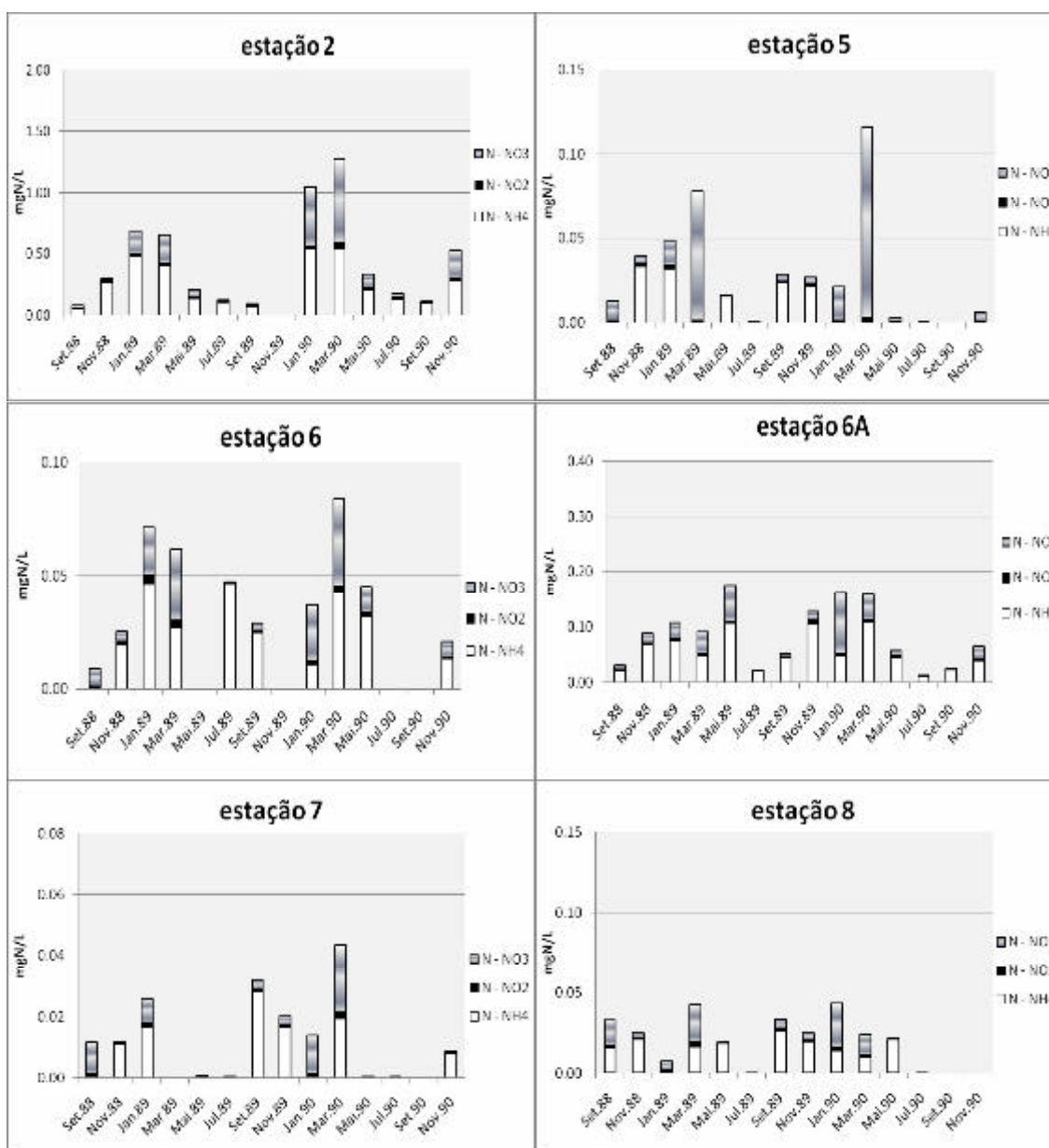


Figura 2.6.1.2: Gráficos com a evolução da concentração dos nutrientes entre Setembro de 1988 e Fevereiro de 1990 nas estações 2, 5, 6, 6A, 7 e 8.  
(adaptado de Vinhas & Silva, 1990-1991)

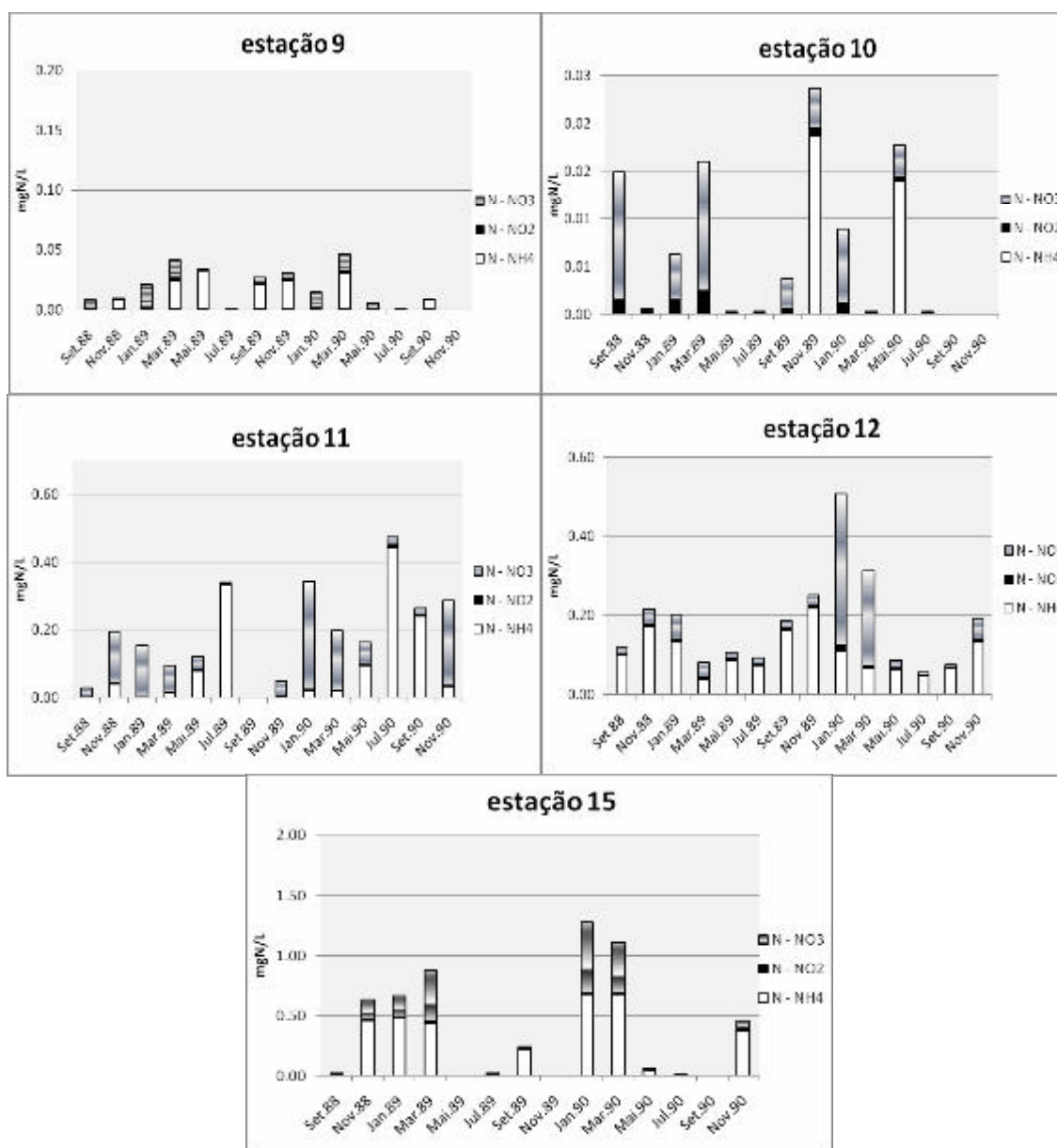


Figura 2.6.1.3: Gráficos com a evolução da concentração entre Setembro de 1988 e Novembro de 1990 nas estações 9, 10, 11, 12 e 15.

(adaptado de Vinhas & Silva, 1990-1991)



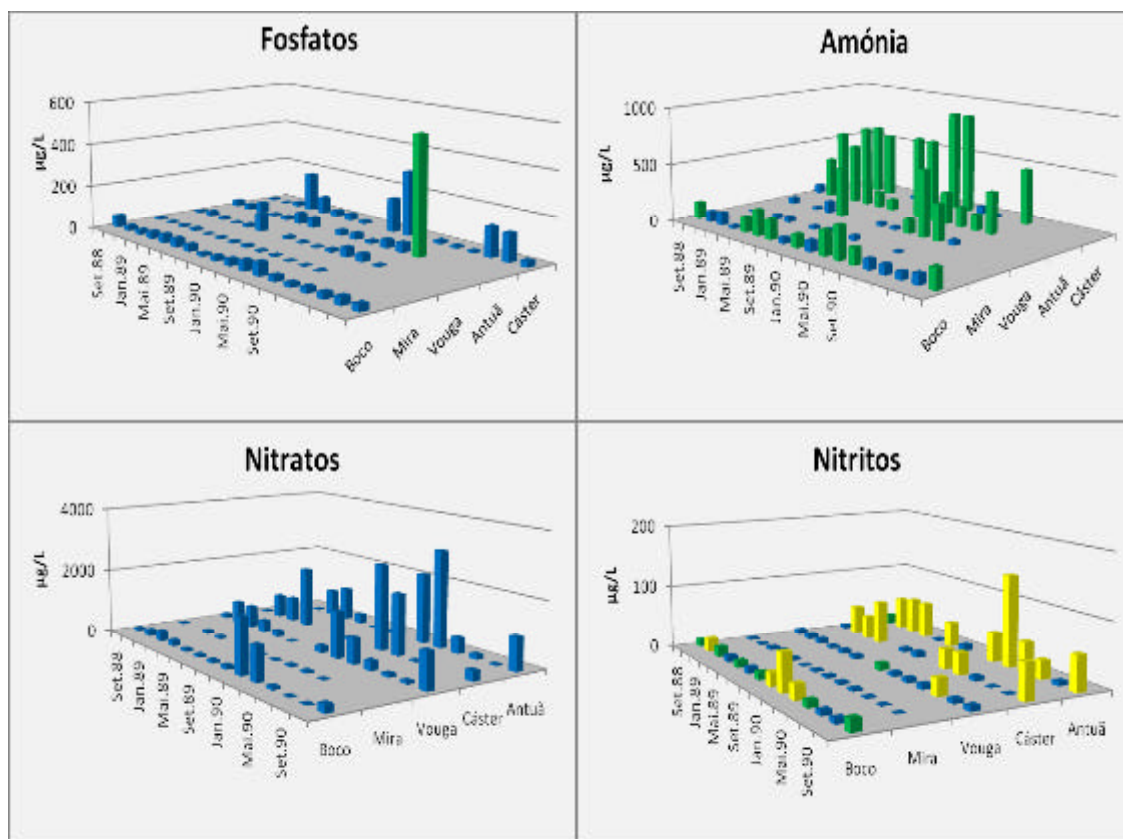


Figura 2.6.1.4: Gráficos com a evolução da concentração de fosfatos, amónia, nitratos e nitritos entre Setembro de 1988 e Novembro de 1990 nos principais rios que desaguam na Ria.  
(adaptado de Vinhas & Silva, 1990-1991)

Dos resultados médios, da tabela 2.6.1.1, da qualidade microbiológica do projecto POLAVEIRO (Alcântara *et al*, 1991) obtidos em 1991, conclui-se que nos locais não afectados directamente por cargas de poluição fecal, próximos da embocadura, os coliformes fecais são inferiores a 100 e os *Estreptococcus Fecais* inferiores a 10 UFC/100mL amostra. Nos locais mais próximos de fontes pontuais e não pontuais, os valores aumentam: os Coliformes Fecais de 1000 a 2500 e os *Estreptococcus Fecais* de 30 a 300 UFC/100mL amostra.

Tabela 2.6.1.1: Tabela resumo com os valores médios dos Coliformes Fecais e *Estreptococcus Fecais* medidos nas diferentes estações em 1991.

Estação	Coliformes Fecais	<i>Estreptococcus Fecais</i>
2	1036	220
4	468	3
5	204	7
6	1320	64
6a	981	56
7	50	6
9	59	6
10	36	9
11	>2491	308
12	1917	115
15	1246	31
20	2030	117



O Relatório do Estado do Ambiente (1999) emitido pelo Instituto do Ambiente, o Instituto Hidrográfico monitoriza a qualidade das águas das zonas húmidas costeiras, como o caso da Ria de Aveiro através de campanhas anuais. Os locais de amostragem foram os mesmos do projecto POLAVEIRO (figura 2.6.1.1). Os valores obtidos durante o período de amostragem de 1992 a 1998 mostram uma diminuição significativa de cádmio e mercúrio na Ria de Aveiro. Por outro lado, o zinco apresentou uma variação aproximadamente constante (não ultrapassando os 0,02mg/L) excepto em 1998, onde se obteve cerca de 0,12 mg/L na estação 15 (foz do Cáster), não tendo sido no entanto identificado as causas deste problema. Houve um decréscimo acentuado em nitratos (passando de 60 para 10µmol/L) nos anos mais recentes, enquanto que os fosfatos mantiveram-se praticamente constantes, na casa dos 1µmol/L. Uma análise pormenorizada das concentrações de clorofila a, de nitratos e de fosfatos para cada uma das estações de amostragem no ano de 1998 mostra que o maior valor de clorofila (de cerca de 12mg/L) foi obtido na estação 15 indicando presença de algas. Foram também obtidos níveis elevados em nitratos, ultrapassando os 1mg/L, no Rio Cáster e no Rio Vouga (estações 15 e 11 respectivamente). Por outro lado, o nível de fosfatos é mais elevado na estação 6, depois da entrada do canal de S. Roque, que é influenciado pela área mais urbanizada do concelho de Aveiro, e pelo rio Boco, influenciado por uma área urbanizada do concelho de Ílhavo.

Um estudo sobre a dinâmica de nutrientes na Ria de Aveiro realizado por *Lopes* (2003), foram feitas campanhas de amostragem de periodicidade quinzenal entre Dezembro de 2000 e Novembro de 2001 para a determinação de compostos de azoto e fósforo em diferentes locais (figura 2.6.1.5). A figura 2.6.1.6 mostra a variação da concentração dos nutrientes nos diferentes locais de amostragem, onde se verifica que o Esteiro de S. Pedro (L5) apresenta maior poluição, registando os níveis mais elevados de nutrientes. A mediana foi de 25µmol/L (0,35mgN/L, 0,45mgNH<sub>4</sub>/L) em amónia, 8µmol/L (1,12mgN/L, 3,7mgNO<sub>2</sub>/L) em nitritos, 150µmol/L (2,1mgN/L, 9,3mgNO<sub>3</sub>/L) em nitratos e 18µmol/L (5,58mgP/L, 17,1mg/PO<sub>4</sub>) em fosfatos. O Cais do Chegado (L4) e a Vista Alegre (L6) apresentam também valores elevados de amónia cerca de 11µmol/L (2mgNH<sub>4</sub>/L) e 8µmol/L (3,7mgNH<sub>4</sub>/L) respectivamente. Por outro lado, os teores mais baixos em nutrientes foram registados na Barra (L1) não ultrapassando os 2µmol/L (0,4mgNH<sub>4</sub>/L) de amónia 0,5µmol/L (0,09mgNH<sub>4</sub>/L) de nitritos, 5µmol/L (3mgNO<sub>3</sub>/L) de nitratos e 1µmol/L (0,31mgP/L) de fosfatos (quando quantificável). Foram obtidas concentrações de nutrientes semelhantes aos da Barra, na Costa Nova (L2) e no rio Novo do Príncipe (L7) excepto para os nitratos onde se verificou uma mediana de cerca de 20 µmol/L (12,4mgNO<sub>3</sub>/L) e 70µmol/L (43,4mgNO<sub>3</sub>/L) respectivamente.

Segundo este trabalho, os níveis elevados em amónia no Esteiro de S. Pedro estão associados às descargas provenientes da ETAR, o que poderá originar eutrofização considerável neste local.

Verifica-se uma diminuição dos teores de azoto amoniacal à medida que se afasta das fontes antropogénicas, resultando provavelmente da diluição da amónia pelas entradas de água doce pobres em amónia assim como pela entrada de água salgada pelo mar em cada ciclo de maré e pela dispersão natural deste nutriente um pouco por toda a laguna como consequência de causas hidrodinâmicas. Destes resultados conclui-se que a Ria de Aveiro apresenta um gradiente longitudinal de concentração para os nutrientes, possuindo níveis mais elevados a montante, com origem em terra, e transportados para a Ria através de escorrências. Em geral, as concentrações são mais elevadas durante a baixa-mar. O Cais do Chegado e Ílhavo (Vista Alegre) apresentaram sempre os valores mais elevados, ao longo do período de amostragem, durante a baixa-mar, facto que os descreve como fontes de nutrientes. O Esteiro de S. Pedro apresentou concentrações de nutrientes elevadas, revelando assim poluição de origem doméstica (amónia,  $\text{NH}_4^+$  e fosfatos,  $\text{PO}_4^{3-}$ ) e de origem agrícola (nitritos,  $\text{NO}_2^-$  e nitratos,  $\text{NO}_3^-$ ).

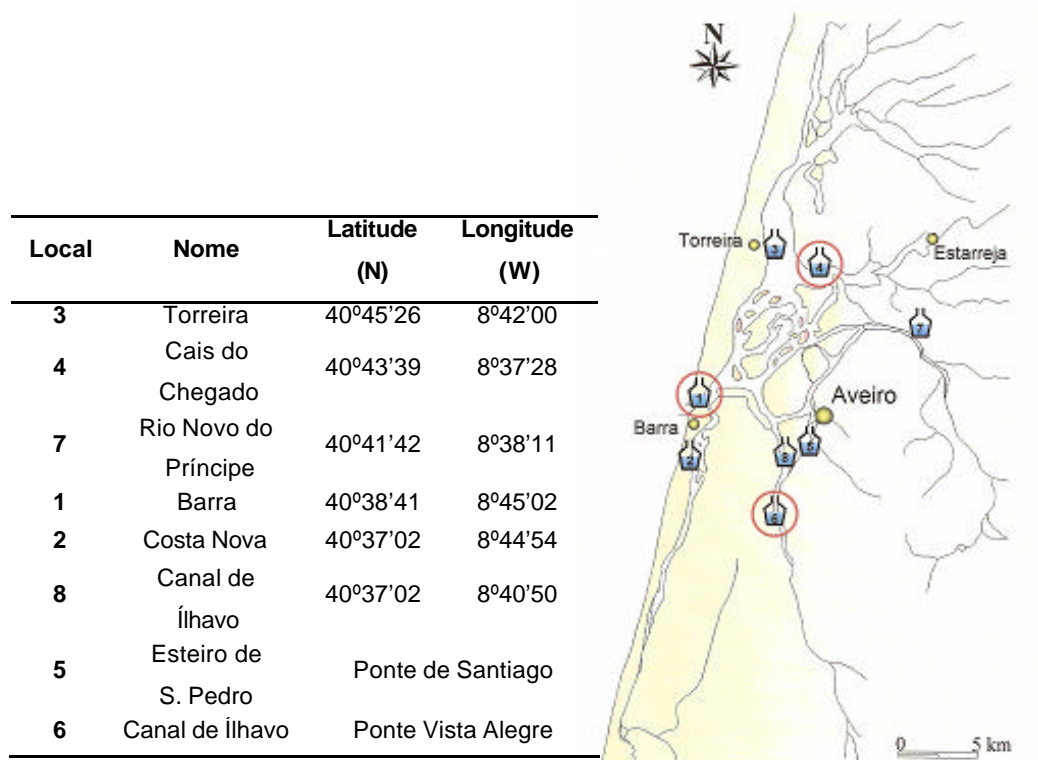


Figura 2.6.1.5: Localização dos locais de amostragem usados nas campanhas trimestrais (forma geométrica) e quinzenais (circulo vermelho) na Ria de Aveiro.

(Fonte: Lopes, 2003)

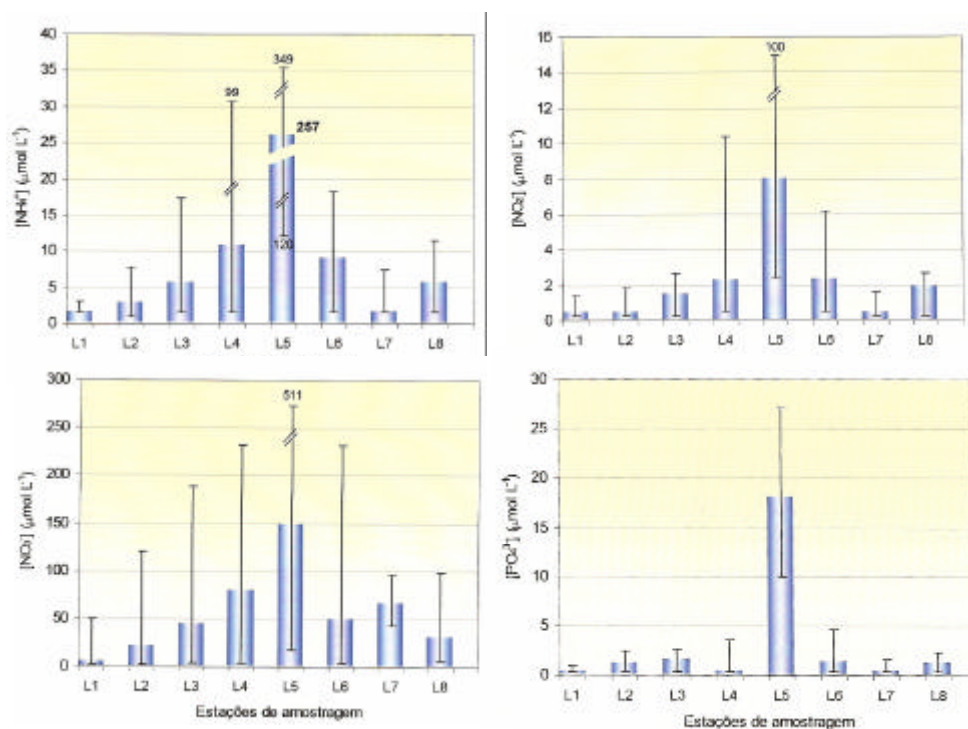


Figura 2.6.1.6: Concentrações de azoto amoniacal ( $\text{NH}_4^+$ ), de nitritos ( $\text{NO}_2^-$ ), de nitratos ( $\text{NO}_3^-$ ) e de fosfatos ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) nas amostras recolhidas nos diferentes locais.

(Fonte: Lopes, 2003)

Tendo em conta os resultados das campanhas de amostragem realizadas pelo Instituto da Água, ver site [http://snirh.pt/snirh.php?main\\_id=2](http://snirh.pt/snirh.php?main_id=2), entre 2002 e 2004, em algumas estações de qualidade da água na Ria de Aveiro (tabela 2.6.1.2) e comparando-os com os valores admissíveis do DL 236/98 para as águas balneares e classificando cada concentração com as suas características para usos múltiplos (quadro do Anexo III), verifica-se na figura 2.6.1.7 uma variação temporal da temperatura entre 2002 e 2004, tendo ocorrido um acréscimo de pelo menos 3°C. Verifica-se ainda que o local 2 (Rio Antuã) apresenta os valores mais baixos de pH e de salinidade. Quanto ao gráfico do oxigénio dissolvido (OD), verifica-se que os locais amostrados encontram-se bem oxigenados, uma vez que os níveis de OD se encontram entre os 80 e os 120%, excepto no local 2 mostrando assim alguma sensibilidade ao enriquecimento orgânico e nutrientes. Quanto aos níveis de fosfatos ( $P_2O_5$ ), estes são elevados ultrapassando sempre  $1\text{mgP}_2\text{O}_5/\text{L}$ , sendo o local 2 o que apresenta os níveis mais altos, acima de  $9,5\text{mgP}_2\text{O}_5/\text{L}$ . Os SST mostram níveis mais altos nesse mesmo local (Rio Antuã), excepto em 2004 onde o nível de SST foi de  $1450\text{mg/L}$  no local 8. Os sólidos suspensos totais (SST) nestes locais estarão provavelmente associados à eutrofização, visto que o respectivo gráfico dos SST, apresenta níveis elevados de clorofila nesses mesmos locais. Na figura 2.6.1.8, o gráfico relativo aos metais mostra valores acima de  $1\mu\text{g/L}$  em cádmio (Cd) nos locais 7 e 8, sendo considerado uma classe poluída (cor amarela). Os níveis de zinco (Zn) encontram-se todos abaixo de  $0,3\text{mg/L}$ , verificando-se no entanto os níveis mais altos nos locais 1 e 2.

Destes resultados, podemos afirmar que o local 2, correspondente ao Rio Antuã, possui os valores mais elevados, indicando maiores problemas de poluição.

Tabela 2.6.1.2: Estações de amostragem de qualidade do INAG.

Local	Nome	Designação
1	Largo da Coroa (Rio Cáster)	09F/31
2	Laranjo (Rio Antuã)	09F/21
3	Ria de Aveiro – Pousada Torreira	09E/22
4	Frossos	09F/04
5	Ria de Aveiro – Estaleiros S. Jacinto	10E/20F
6	Ria de Aveiro – Clube Vela os Galitos	10E/24
7	Ria de Aveiro – Cais Bacalhoeiros	10E/23
8	Ria de Aveiro – Canal Principal da Barra	10E/28
9	Ria de Aveiro – Exterior oceano	10E/20F

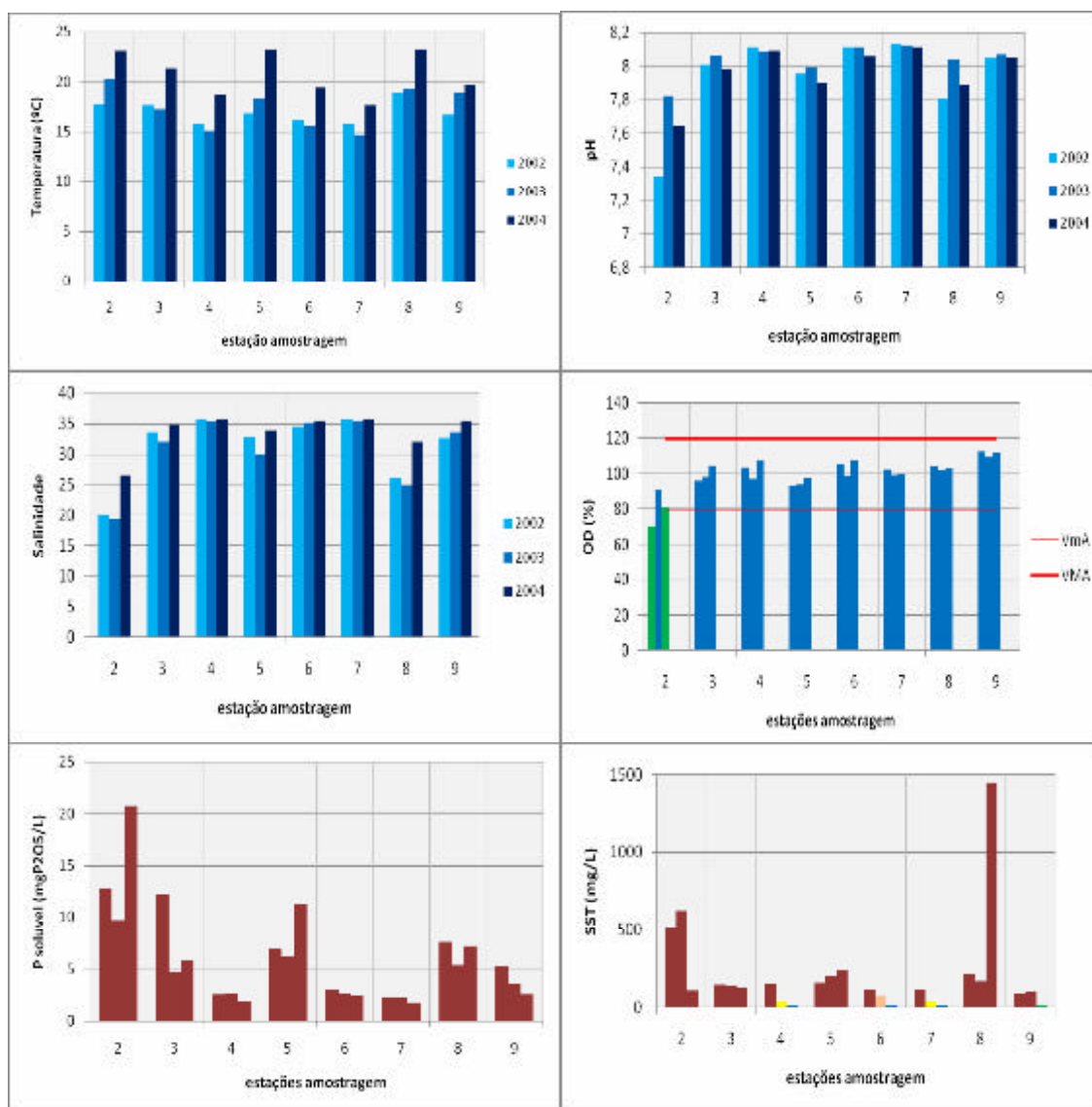


Figura 2.6.1.7: Gráficos com a evolução da temperatura, do pH, da salinidade, do OD, do fósforo solúvel e dos SST entre 2002 e 2004, nos diferentes locais amostrados .  
(adaptado de INAG, 2002-2004)

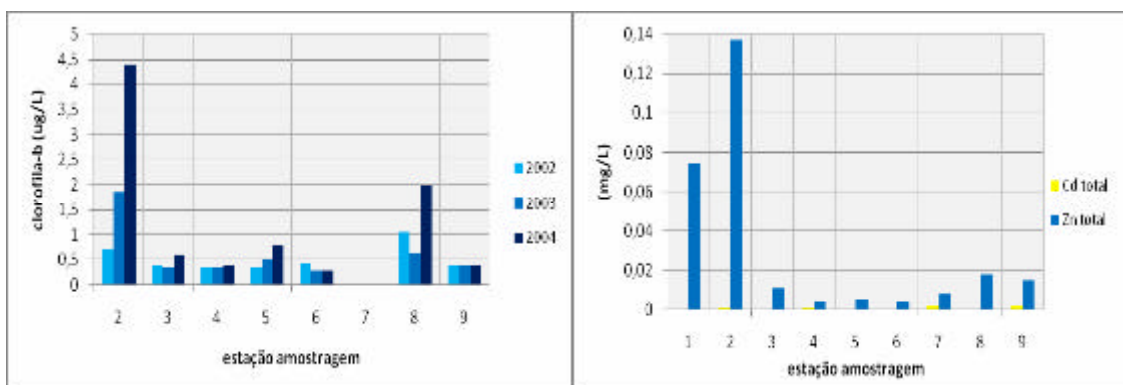


Figura 2.6.1.8: Evolução da clorofila entre 2002 e 2004 e valores de Cd e Zn total em 2002, nos diferentes locais amostrados .  
(adaptado de INAG, 2002-2004)

Segundo os resultados de um artigo sobre a evolução das entradas de nutrientes na Ria de Aveiro de Silva *et al* (2002), as concentrações médias de azoto (N) e fósforo total (P) que entram na Ria de Aveiro são de  $194\text{gs}^{-1}$  e de  $24,7\text{gs}^{-1}$  respectivamente. Nos períodos de verão esses valores diminuem para  $17\text{gs}^{-1}$  e  $2,2\text{gs}^{-1}$  reciprocamente. Tendo em conta a população servida pelos sistemas de saneamento, a contribuição dos efluentes urbanos em azoto é de 5% (9g/s) relativamente à carga média anual proveniente dos rios. Os efluentes urbanos contribuem com 9% (2,1g/s) da carga em fósforo. Nos meses secos de verão, a carga pontual de azoto atinge valores da mesma ordem do da carga difusa transportada pelos rios. A carga de fósforo de origem pontual atinge o dobro dos valores da carga difusa transportada pelos rios. Durante os meses de verão, a contribuição de azoto de origem doméstica aumenta devido aos usos recreativos das praias (cerca de 11g/s). O contributo por parte dos rios é de 17g/s. Relativamente ao fósforo, os efluentes domésticos contribuem 1,2 vezes a mais do que os rios na época quente. A construção do Sistema Multimunicipal de Saneamento da Ria de Aveiro – SIMRIA, reduzirá as cargas de nutrientes e os caudais de água doce no verão que são descarregados na Ria. Estimam-se que esses fluxos médios anuais serão de 15% em azoto ( $30\text{gs}^{-1}$ ) e 40% em fósforo ( $7\text{gs}^{-1}$ ), enquanto nos meses de verão a carga de nutrientes e o caudal de água doce serão de mais de 50%. O sistema SIMRIA recolherá uma parte das águas residuais produzidas na área das bacias dos rios afluentes à Ria, pelo que as outras fontes de nutrientes associadas as actividades agrícolas não serão eliminadas pelo sistema. Sendo assim, a carga em azoto transportada pelos rios será pouco reduzida. A redução da carga em fósforo de origem pontual será mais significativa. Dos resultados deste trabalho (figura 2.6.1.10) conclui-se que o rio Vouga é relativamente limpo: Carência Bioquímica de Oxigénio ( $\text{BOD}_5$ ) 1 a 2 mg/L, nitratos 1 a 2 mgN/L, amónia  $<0,1\text{mgN/L}$  e fósforo total  $<0,2\text{mgP/L}$ . Estes valores são baixos relativamente ao que seria esperado, uma vez que as áreas envolventes apresentam grandes usos agrícolas e urbanos. Em contrapartida os rios Antuã e Cáster, que drenam áreas de elevadas densidades populacionais, indicam elevada poluição:  $\text{BOD}_5$  3 a 6mg/L, nitratos 4 a 6mgN/L, amónia e fósforo total  $> 0,2\text{mg/L}$ . Na figura relativa ao caudal destes rios, nota-se que os caudais do Antuã e Cáster são muito inferiores quando comparados com o caudal do rio Vouga que pode atingir os  $157\text{m}^3/\text{s}$ . No entanto a variação de concentração dos nutrientes não mostra uma relação muito clara com o caudal.

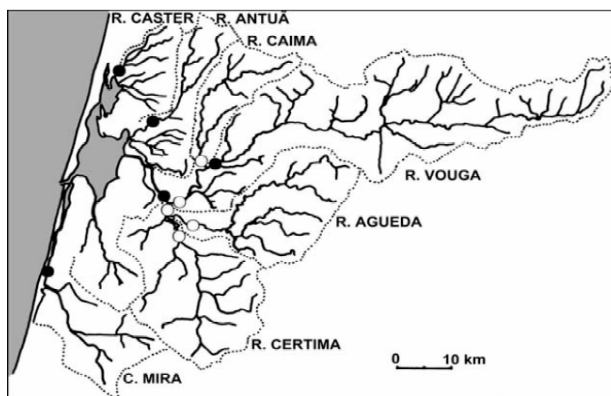


Figura 2.6.1.9: Áreas das bacias hidrográficas que drenam para a Ria de Aveiro.

(Fonte: Silva *et al*, 2000)

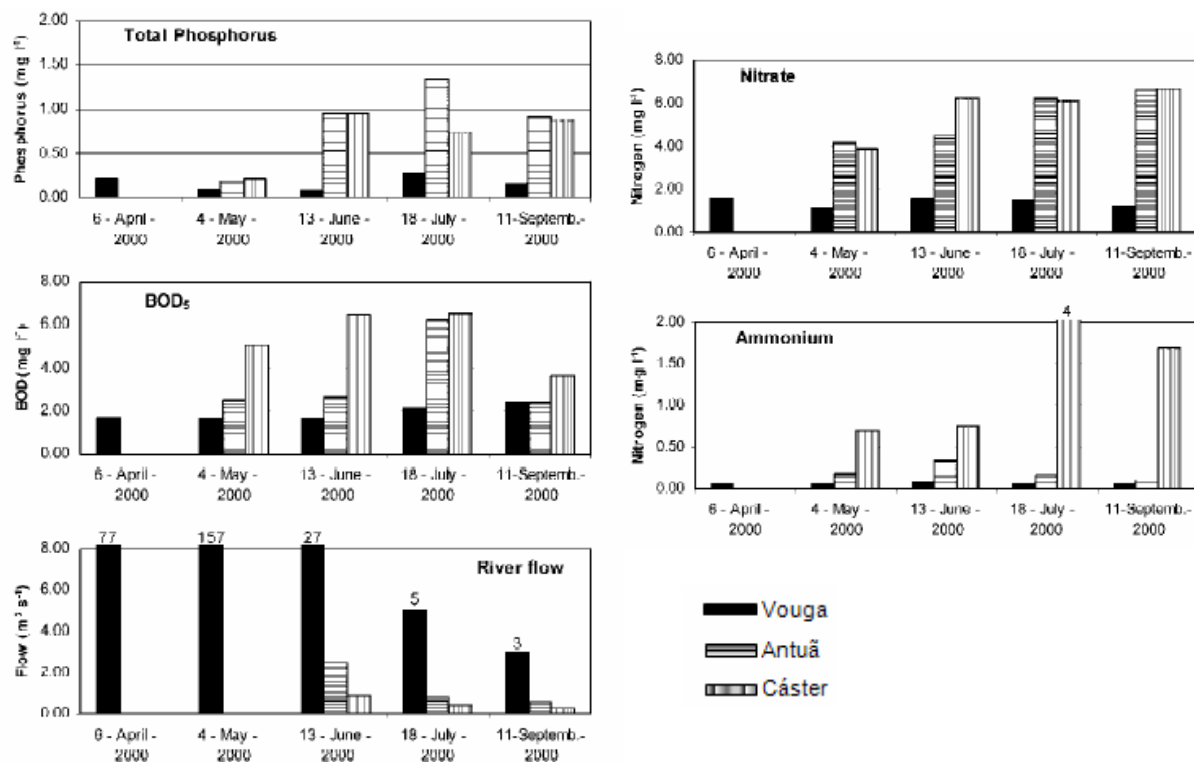


Figura 2.6.1.10: Valores das concentrações nas amostras colhidas nos diferentes rios.

(Fonte: Silva *et al*, 2000)

Os resultados obtidos do projecto REL-NUT de Silva *et al* (2006), das campanhas de monitorização efectuadas entre Março de 2002 e Maio de 2004 aos principais rios da Ria de Aveiro, confirmam o que foi dito segundo Silva *et al* (2000) relativamente ao facto do rio Vouga ser relativamente limpo, apresentando valores que variam entre 1 e 2,7 mg/L de azoto total, 0,02 e 0,12 mg/L de fósforo total e 9 e 11mg/L em oxigénio (figuras 2.6.1.11). Os rios Antuã e Cáster indicam elevada poluição possuindo valores entre 3 e 12 mg/L de azoto total, 0,1 e 0,9 mg/L em fósforo total e 9 e 16mg/L em oxigénio (figuras 2.6.1.12 e 2.6.1.13).

Quanto aos sólidos suspensos totais, estes também são bastante inferiores no rio Vouga <15mg/L, enquanto no rio Antuã e Cáster são <60mg/L. Em Janeiro de 2003 houve níveis elevados de SST (cerca de 200mg/L) nos rios Antuã e Cáster provavelmente devido a chuvadas que arrastaram sólidos das erosões. No Vouga também se verifica um nível elevado, embora a situação mais elevada tenha sido obtida em Junho de 2002 atingindo 20mg/L.

Os dados obtidos sobre os rios do sul mostram características intermédias entre o Rio Vouga e o rio Antuã, apresentando níveis baixos.

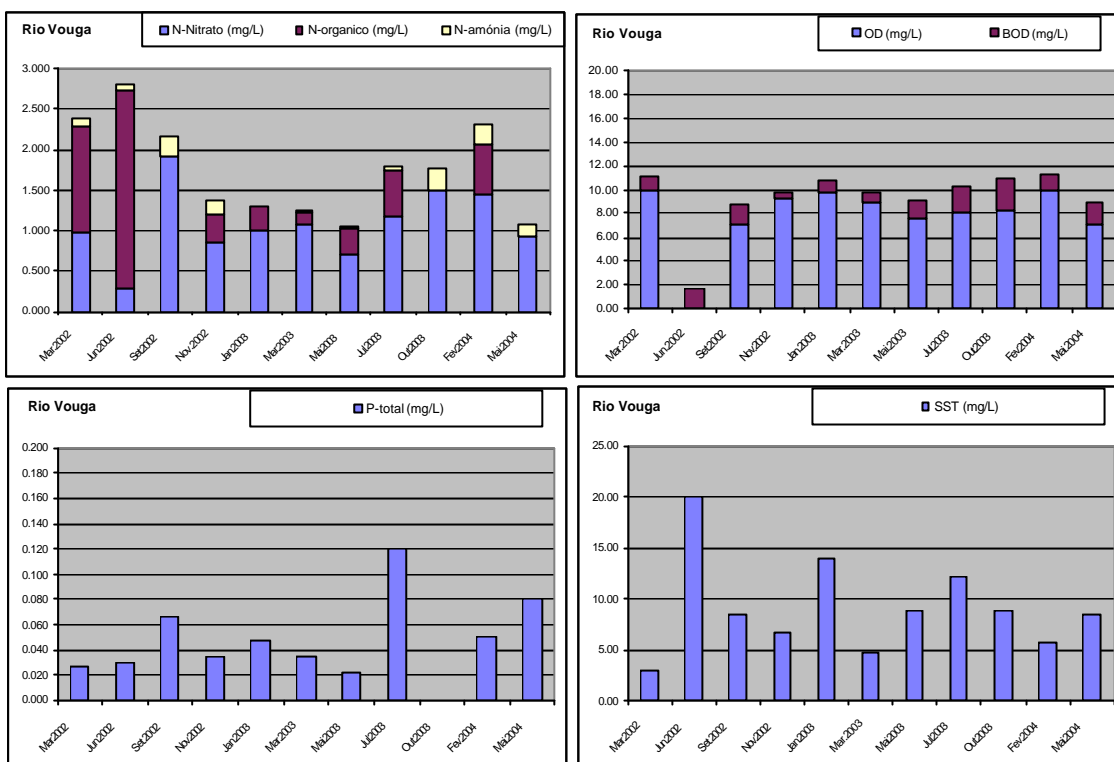


Figura 2.6.1.11: Gráficos com a concentração de nitratos, azoto orgânico, amónia, oxigénio dissolvido, BOD<sub>5</sub>, fósforo total e sólidos suspensos totais para amostras colhidas no Rio Vouga.

(Fonte: Silva *et al*, 2006)

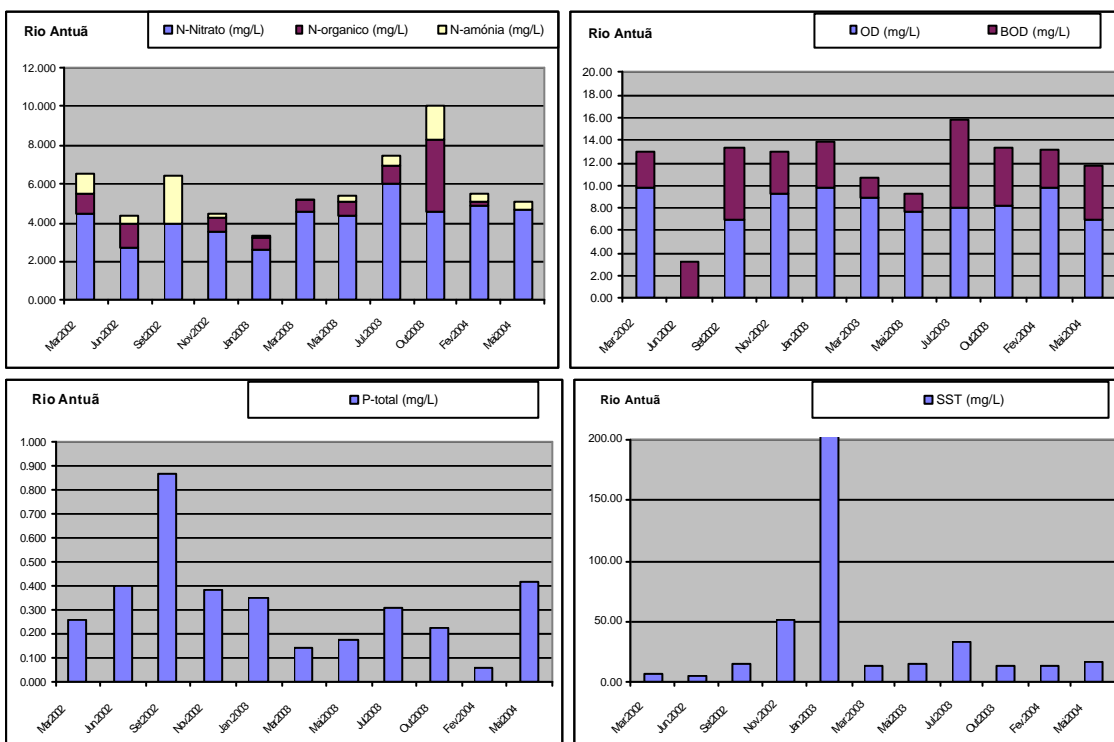
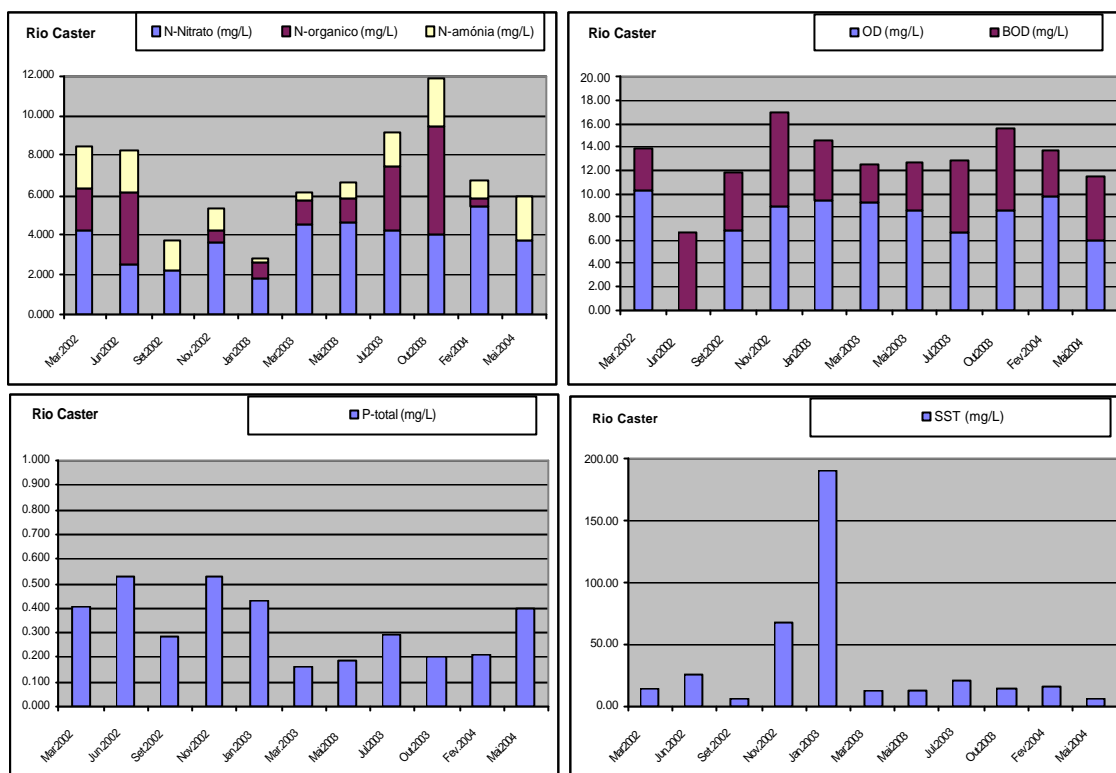


Figura 2.6.1.12: Gráficos com a concentração de nitratos, azoto orgânico, amónia, oxigénio dissolvido, BOD<sub>5</sub>, fósforo total e sólidos suspensos totais para amostras colhidas no Rio Antuã.

(Fonte: Silva *et al*, 2006)





Nota: Em Junho de 2002 o OD não foi medido.

Figura 2.6.1.13: Gráficos com a concentração de nitratos, azoto orgânico, amónia, oxigénio dissolvido, BOD<sub>5</sub>, fósforo total e sólidos suspensos totais para amostras colhidas no Rio Cáster.

(Fonte: Silva *et al*, 2006)

Os resultados apresentados por Lopes & Silva (2006) sobre a “Distribuição temporal e espacial do oxigénio dissolvido na Ria de Aveiro”, obtidos entre Janeiro de 1988 e Dezembro de 1990 aos mesmos locais amostrados no projecto POLAVEIRO (figura 2.6.1.1), mostraram uma variação de OD com a distância à Barra, com valores mais elevados perto da embocadura, valores mais baixos nas áreas interiores da laguna e ocasionalmente muito baixos nos locais mais próximos dos rios. De um modo geral, o OD diminuiu durante o Verão (perto de 6mg/L) e aumentou no Outono e Inverno. Quanto aos nutrientes (amónia e nitratos), estes foram elevados no período de Inverno – Primavera e baixos no Verão. Os valores elevados de nitratos foram medidos nos locais mais afastados da laguna, nomeadamente no canal de Ovar (estação 15) e no Largo do Laranjo (estação 16), onde os valores médios são de 1,86 e 0,79 mgNO<sub>3</sub>/L respectivamente para 1988. As variações das concentrações de NO<sub>3</sub> e NH<sub>4</sub> são bastante similares. Foi obtido um valor máximo em Março de 1988 (4,6 mgNO<sub>3</sub>/L) na estação 15 e de 1,5mg/L em amónia na estação 16. De um modo geral, a estação 15 apresenta os valores mais elevados, enquanto que a estação 12 os valores mais baixos.

Os resultados deste estudo levam a concluir que apesar da possibilidade de ocorrer situações de hipoxia, nos locais mais afastados da laguna, a interacção entre o oceano e a

laguna permite a constante renovação da água no interior da mesma. Isto poderá evitar a ocorrência de situações permanentes de eutrofização em muitas zonas da laguna. Este estudo leva também à conclusão de que a maré é o factor principal que controla a distribuição de poluentes na laguna. Consequentemente, qualquer mudança no regime hidrodinâmico da laguna, resultante de actividades antropogénicas no interior da mesma e nos arredores, assim como o aumento das entradas antropogénicas, poderá produzir mudanças a longo prazo nos ecossistemas, tendo um impacto negativo na qualidade da água.

A gestão ambiental da região da Ria de Aveiro é acompanhada por um serviço do Aveiro Digital – o AmbiRia. O objectivo deste sistema é elaborar o Plano Municipal e a Carta da Água nos onze municípios: Albergaria-a-velha, Águeda, Aveiro, Estarreja, Ílhavo, Mira, Murtosa, Oliveira do Bairro, Ovar, Sever do Vouga e Vagos. Sendo assim cada município efectua uma frequência de amostragem trimestral, ou seja, na mudança de estação. Para isso, o programa adquiriu material de avaliação de parâmetros físicos e químicos e também microbiológicos, bem como procedeu à atribuição da elaboração de planos municipais da água à Universidade de Aveiro. O AmbiRia faculta às autarquias arquivos ambientais que permitirão um estudo pormenorizado da situação concelhia, oferecendo aos cidadãos um serviço de informação específica e de prevenção ambiental, no site <http://www.aveiro-digital.pt/default.asp?func=7&idnoticia=197>.

Foram obtidos e analisados resultados do site do município de Estarreja, [http://sig.cm-estarreja.pt/website/CartaAgua\\_VIEW/viewer.htm](http://sig.cm-estarreja.pt/website/CartaAgua_VIEW/viewer.htm), em duas estações de amostragem, na foz do rio Antuã e no rio Jardim (figura 2.6.1.17) efectuadas entre Janeiro de 2006 e Junho de 2007. Esses resultados mostram uma oxigenação praticamente constante no rio Antuã, uma vez que os níveis de OD ora estão pouco mais acima do VmA de 80%, ora um pouco abaixo. Comparando esses valores com o quadro do INAG, considera-se como pertencente a uma classe fracamente poluída (cor verde). O rio Jardim, em geral manteve os seus níveis de OD dentro dos limites admissíveis, excepto em Setembro de 2006 e Junho de 2007. A análise aos parâmetros microbiológicos mostra uma contaminação fecal tanto no rio Antuã, como no rio Jardim, uma vez que os valores destes parâmetros encontram-se de um modo geral acima dos VMR previstos no DL 236/98 para águas balneares. Na figura 2.6.1.24, os níveis de coliformes totais (CT) não foram quantificados, uma vez, que ultrapassaram o método de análise >2419,6 (barras a tracejado). A escherichia coli (E.Coli), quando quantificável mantém os seus níveis abaixo do VMA (2000), não estando abaixo do VMR (100). Quanto aos enterococcus, estes encontram-se sempre acima do VMR (100) no rio Jardim enquanto que no Rio Antuã verificam-se valores acima do VMR durante a estação seca (Junho de 2006 e 2007). Estes valores, quando comparáveis com o quadro do INAG, apresentam níveis correspondentes a uma classe fracamente poluída.

Nos respectivos sites dos municípios de Albergaria-a-Velha e Ílhavo, não se encontravam os resultados do projecto AmbiRia, relativos à carta da água, pelo que foram fornecidos resultados pelos municípios, os quais se encontram nas figuras 2.6.1.15 e 2.6.1.16.

Destes valores não é possível tirar grandes conclusões, apenas que a ribeira do Fontão apresenta valores baixos de OD.

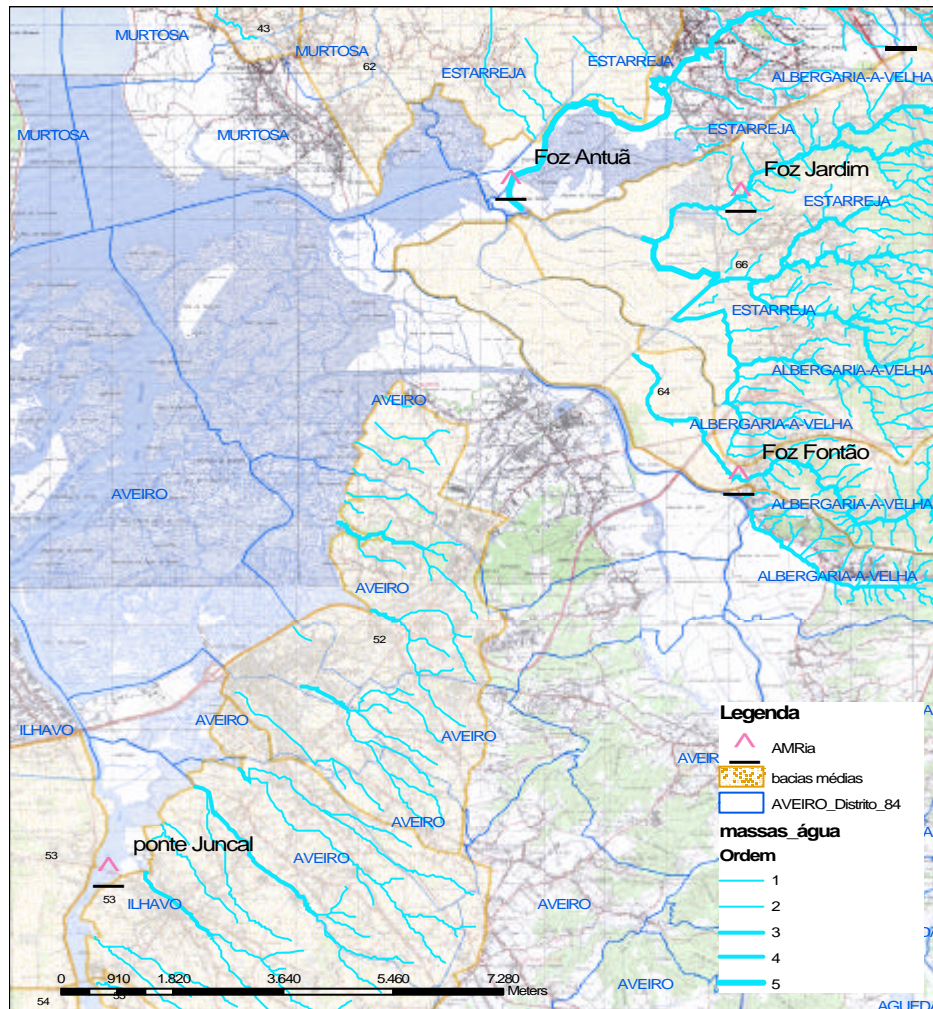


Figura 2.6.1.14: Locais de amostragem do projecto AmbiRia efectuados nos diferentes concelhos (Estarreja, Albergaria-a-Velha e Ílhavo).

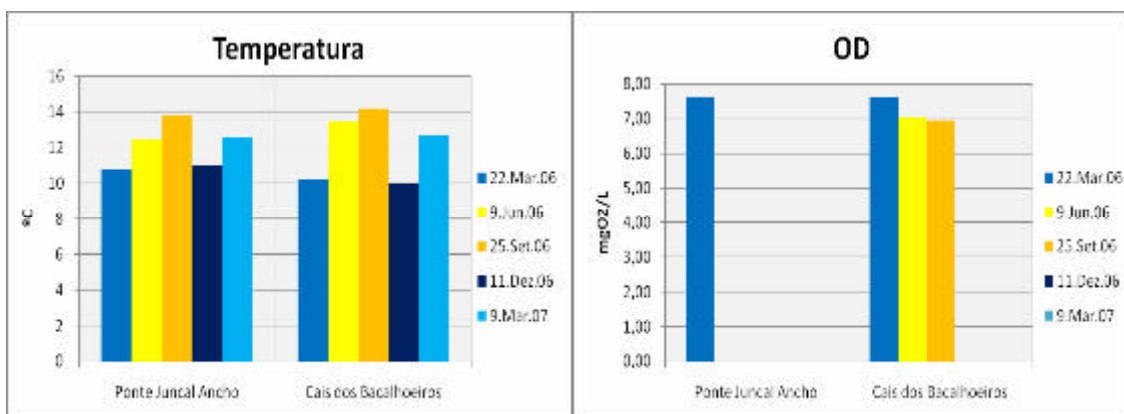


Figura 2.6.1.15: Valores de Temperatura e OD obtidos entre Março de 2006 e Março de 2007 na Ponte Juncal e no Cais dos Bacalhoeiros .  
(adaptado Ilhavo, 2007)

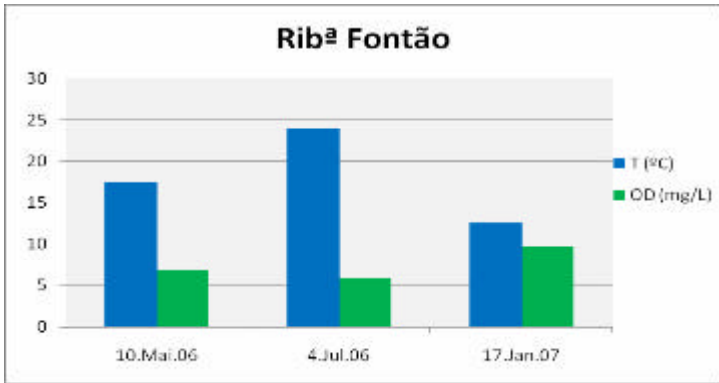


Figura 2.6.1.16: Valores de Temperatura e OD obtidos entre Maio de 2006 e Janeiro de 2007 na ribeira do Fontão.

(adaptado Albergaria-a-velha, 2007)

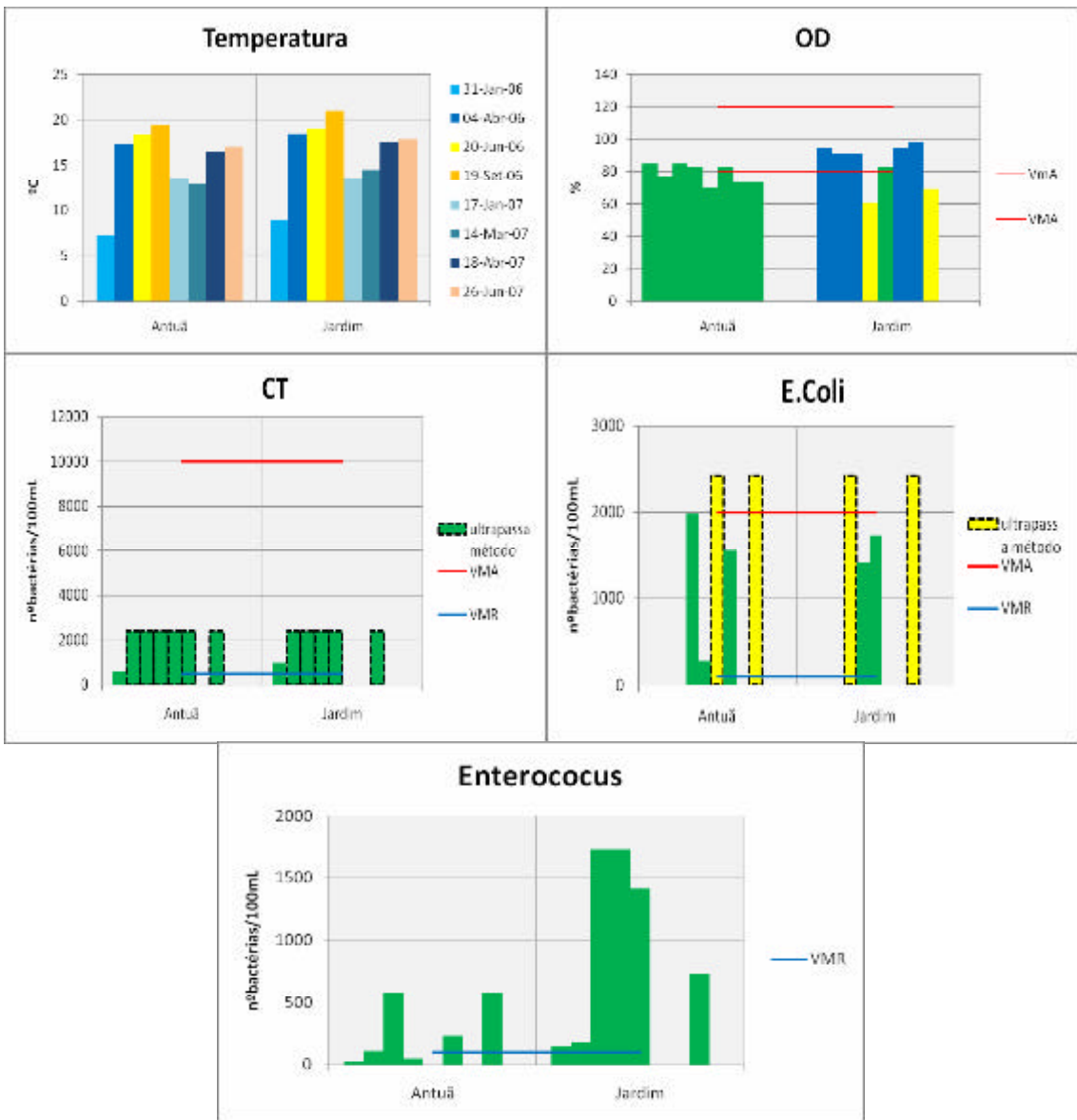


Figura 2.6.17: Valores de temperatura, do OD e dos parâmetros microbiológicos obtidos entre Janeiro de 2006 e Junho de 2007 no Rio Antuã e o rio Jardim .

(adaptado Estarreja, 2007)

Os resultados do 6º relatório de actividades do plano de monitorização da água no Baixo Vouga Lagunar (Cerqueira *et al*, 2006) obtidos em algumas estações de amostragem (figura 2.6.1.18) mostram que os valores da temperatura, na figura 2.6.1.19 apresentaram níveis mais elevados no esteiro do que os valores obtidos nas ribeiras que nele desaguam, ou seja, existe um gradiente de temperatura de cerca de 3 a 4°C entre as ribeiras (rio Jardim, ribeira de fermelã e de canelas) e o esteiro de Canelas, sendo este gradiente mais acentuado no verão (cerca de 6°C), excepto na última amostragem, onde os valores da temperaturam eram semelhantes (cerca de 15°C). O mesmo acontece entre o rio Fontão e o esteiro do Barbosa, onde o gradiente de temperatura varia entre 1 e 5°C, à excepção da última amostragem, onde os valores foram de 15 e 13 respectivamente para a ribeira do Fontão e o esteiro do Barbosa. Quanto ao gráfico do OD nos locais amostrados, estes nem sempre se encontram dentro dos valores legislados (entre 80 e 120%), verificando-se nos esteiros níveis mais baixos, tendo-se obtido na amostragem do dia 13 Setembro de 2006 valores inferiores a 70%, correspondendo a uma classe poluída (cor amarela). Esses níveis apontam para uma sensibilidade ao enriquecimento orgânica e a nutrientes associados com o processo de eutrofização. O gráfico do BOD<sub>5</sub> mostra que o Rio Antuã, o rio Jardim e a ribeira do Fontão apresentaram valores acima de 8mgO<sub>2</sub>/L numa das amostragens. Verifica-se ainda que o BOD<sub>5</sub> mantem quase sempre, ao longo das amostragens, níveis mais elevados nos esteiros do que nas ribeiras que neles desaguam (rio Jardim, ribeira de Canelas e Fermelã, e a ribeira do Fontão). No gráfico do BOD<sub>5</sub> em função do OD, verifica-se que de facto, o Rio Antuã, o rio Jardim e a ribeira do Fontão encontram-se poluídos com matéria orgânica com influência doméstica. Durante as amostragens, os SST mantiveram-se relativamente constantes (gráfico dos SST), excepto em três locais amostrados, no Rio Antuã e nos esteiros do Barbosa e de Canelas que apresentaram em duas amostragens valores acima de 30mg/L. A origem destes sólidos nos esteiros poderá estar relacionada com a eutrofização enquanto que no Rio Antuã ser de origem orgânica. O Rio Antuã, é o único local amostrado, que apresenta valores elevados de fósforo total, acima de 0,4mg/L, e valores acima de 1,1mg/L de amónia em algumas amostragens, o que de facto mostra influência doméstica. Quanto aos nitratos, estes excedem os 25mg/L no Rio Antuã, no rio Jardim e na ribeira de Fermelã em alguns dias amostrados, sendo os níveis mais baixos nos esteiros. Verifica-se assim diluição dos níveis provenientes das ribeiras. Da análise da figura 2.6.1.20, com a evolução das diferentes formas de azoto (orgânico, amónia e nitratos), podemos verificar que:

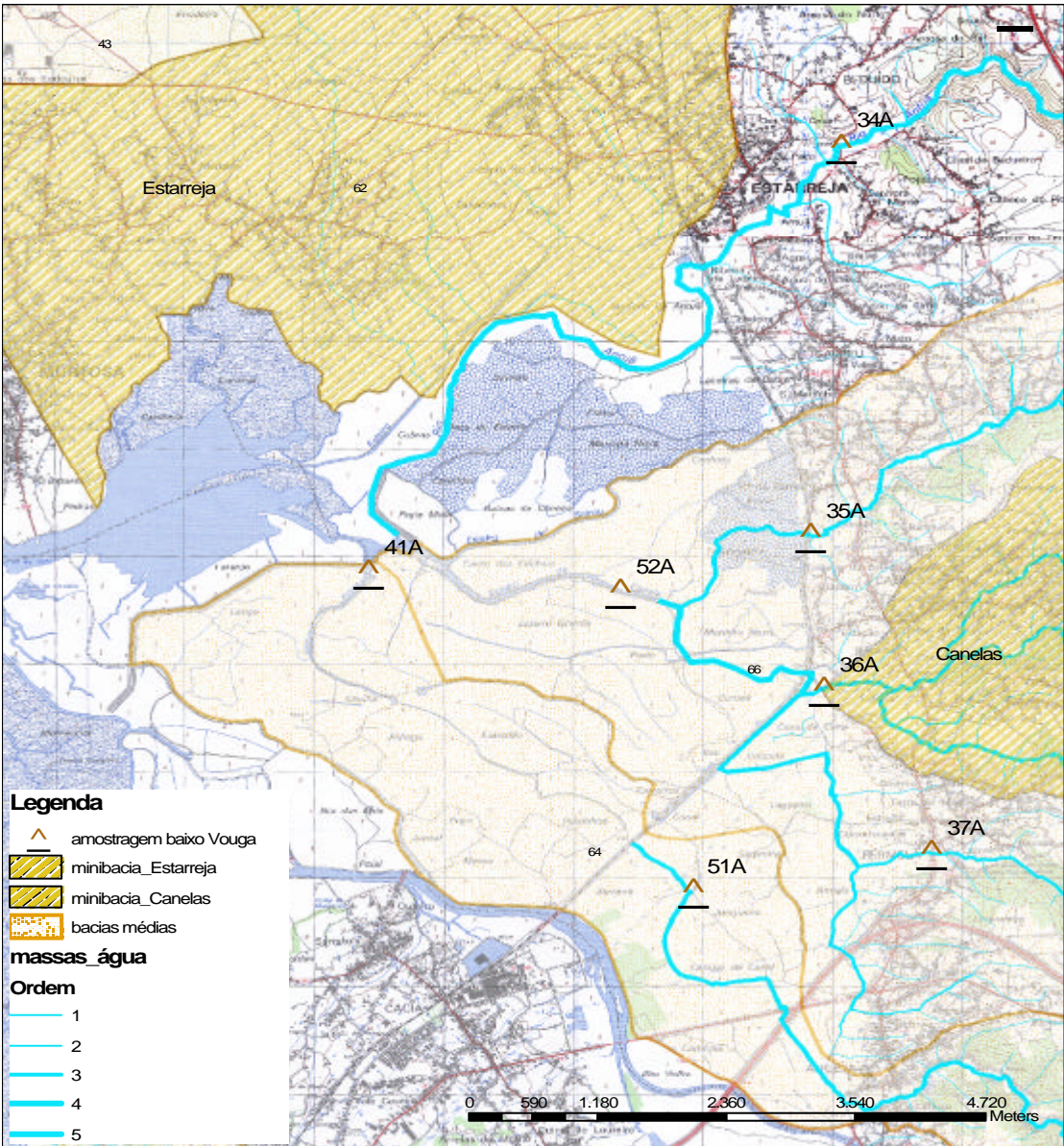
- No Rio Antuã o nível de poluição está associado à amónia, enquanto que nas outras ribeiras a contaminação é principalmente em nitratos;
- Nos esteiros o comportamento é diferente, predominando a forma orgânica, estando associada ao crescimento de fitoplâncton.

Quanto à contaminação fecal (gráfico dos CT), o rio Antuã e a ribeira de Fermelã ultrapassaram o VMR (500) nas amostragens do dia 21 Março e 10 Abril 2007, e 13 Fevereiro de 2006. Verifica-se ainda que os níveis nos esteiros são inferiores aos das massas de água

que neles desaguem, excepto na última amostragem, onde os níveis eram superiores nos esteiros. Provavelmente houve influência dos níveis elevados de CT (1160 UFC/100mL) do Rio Antuã para os esteiros. Observando o gráfico da condutividade verifica-se que nesse dia, os esteiros possuíam níveis relativamente baixos de condutividade ( $2,9 \text{ mScm}^{-1}$  no Barbosa e  $4,95 \text{ mScm}^{-1}$  no Canelas). Nas restantes amostragens os níveis de condutividade nos esteiros eram elevados, acima de  $20 \text{ mScm}^{-1}$  no esteiro do Barbosa e acima de  $15 \text{ mScm}^{-1}$  no esteiro de Canelas, e os valores de CT foram abaixo de 100 UFC/100mL, indicando a mistura da água doce com a água salgada. Dos resultados destas campanhas de amostragem, verificamos que em todos os parâmetros analisados, o Rio Antuã apresenta os níveis mais elevados, o que indica poluição de origem doméstica, assim como contaminação fecal e alguma com nitratos. Os esteiros do Barbosa e de Canelas apresentaram os níveis mais aceitáveis, excepto para os SST.

Em resumo, estes resultados mostram a contaminação do rio Antuã com efluente doméstico, no qual os níveis de fósforo total, amónia e CT são mais elevados, mostrando também níveis altos de  $\text{BOD}_5$  e sólidos orgânicos. As ribeiras (Jardim e Fermelã) contribuem essencialmente com nitratos, sendo no entanto os valores baixos nos esteiros, o que mostra ter havido consumo pelas plantas e perdas por desnitrificação. Os esteiros do Barbosa e de Canelas mostram níveis elevados de azoto orgânico, associados ao crescimento de fitoplâncton e indicando sensibilidade ao enriquecimento orgânico e a nutrientes.





Referência	Nome	Tipo
34A	Antuã	Rio
35A	Jardim	Rio
36A	Canelas	Ribeira
37A	Fermelã	Ribeira
41A	Barbosa	Esteiro
51A	Fontão	Ribeira
52A	Canelas	Esteiro

Figura 2.6.1.18: Locais de amostragem realizados no Baixo Vouga Lagunar.  
(adaptado de Cerqueira *et al*, 2006)

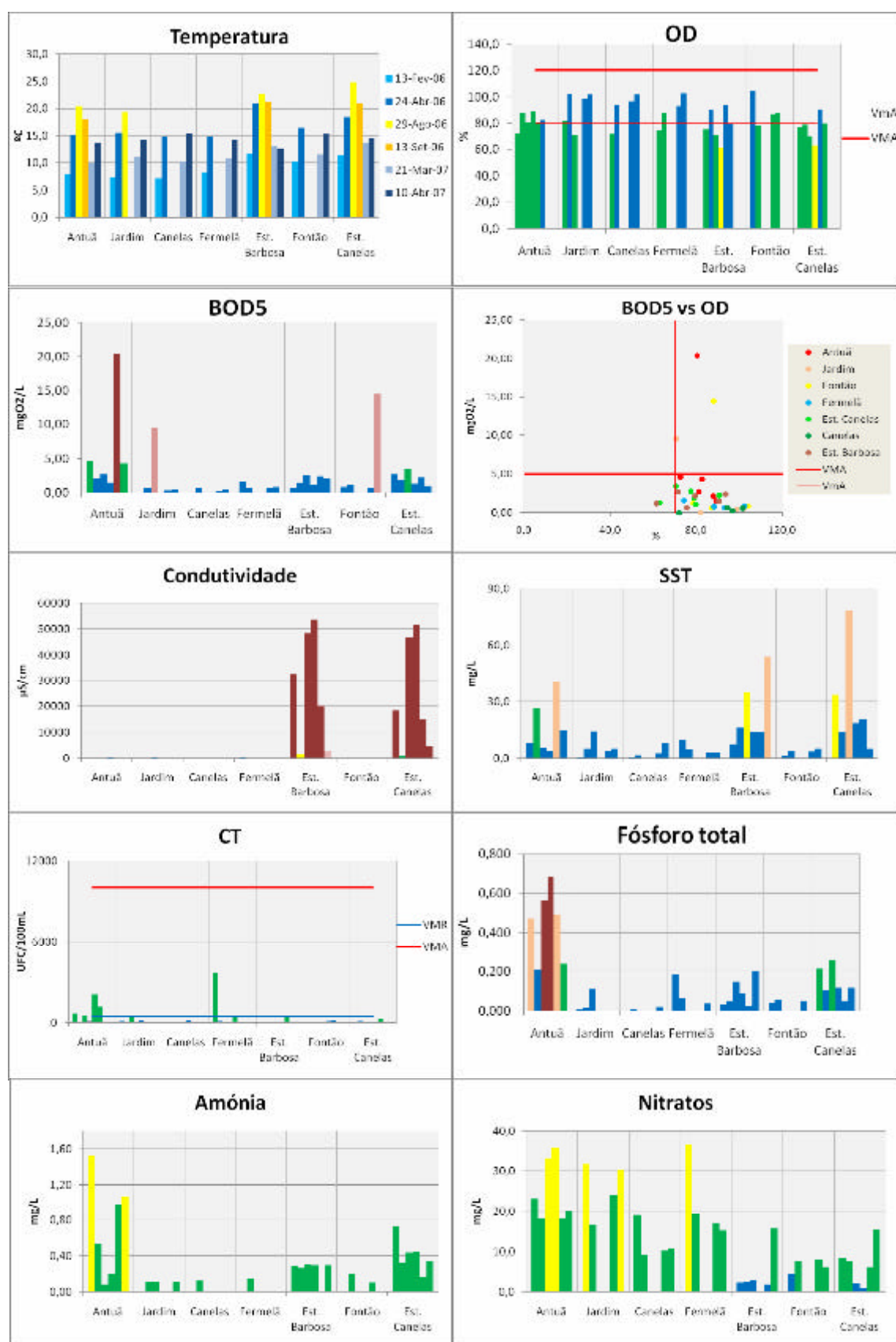


Figura 2.6.1.19: Valores da temperatura, do OD, do BOD<sub>5</sub>, da condutividade, dos SST, dos CT, do fósforo total, da amónia e dos nitratos obtidos entre Janeiro de 2006 e Junho de 2007 nos diferentes locais de amostragem.

(adaptado de Cerqueira *et al*, 2006)



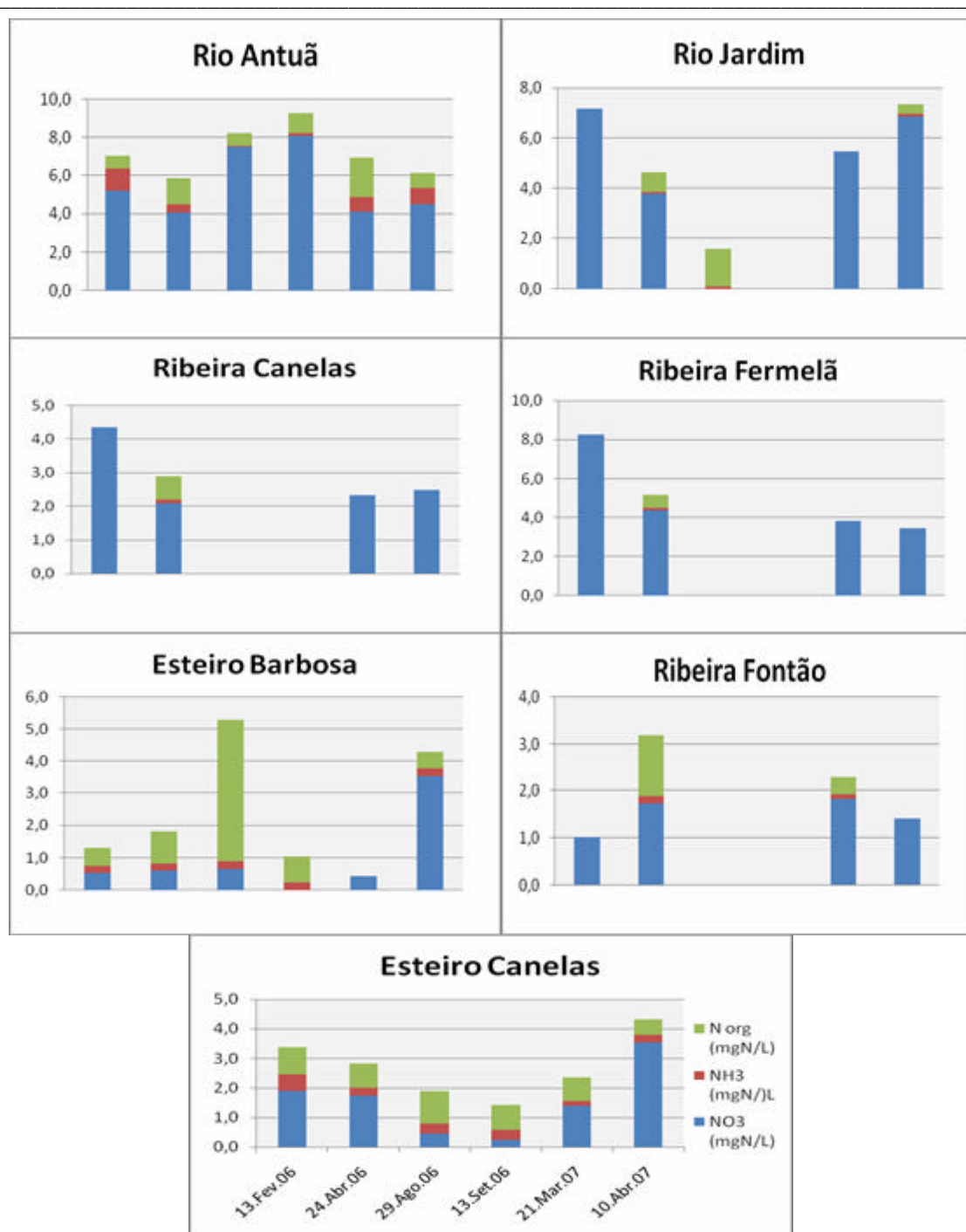


Figura 2.6.1.20: Evolução das formas de azoto nos diferentes locais amostrados entre Fevereiro de 2006 e Abril de 2007 (adaptado de Cerqueira *et al*, 2006).

Os resultados obtidos no trabalho sobre os “Aspectos da qualidade das águas superficiais da região de Aveiro” publicado por Pereira *et al* (1994) entre Abril de 1992 e Abril de 1994 mostram situações de alguma poluição preocupante. Os rios mais poluídos são o Leiria e o Cértima devido às actividades agrícolas e industriais e à poluição originada pelas populações existentes nas suas margens. Estes rios contaminam as águas do rio Vouga que

desaguam na Ria de Aveiro. O ano de 1992 foi seco e quente, até o próprio inverno. Esta característica foi atenuada em 1993 e acentuou-se em 1994, mostrando uma diminuição em geral de todos os parâmetros. A maior parte desses parâmetros diminuiu no Inverno e aumenta na Primavera e Verão até ao Outono, altura em que começa novamente a diminuir, após as primeiras chuvadas. Ao longo da monitorização os valores da temperatura, do pH e da condutividade mantiveram-se praticamente constantes. Os níveis de oxigénio dissolvido aumentaram, havendo uma descida nos valores da matéria orgânica (oxidabilidade ao permanganato,  $\text{KMnO}_4$ , e oxidabilidade ao dicromato,  $\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$ ) e do  $\text{BOD}_5$ . Os valores de amónia e fosfatos também diminuíram. Os nitritos mantiveram-se praticamente constantes, mas por outro lado os nitratos mostram uma nítida subida. Este aumento é devido à oxidação das formas mais reduzidas (amónia e nitritos) possibilitada pela ausência de anoxia em muitos pontos e pela lixiviação proveniente dos campos agrícolas. Os valores de nitratos aumentam nos períodos mais caudalosos ou de maior volume (Inverno) e diminuem no Verão. O mesmo acontece com os fosfatos. Os valores obtidos no rio Antuã diminuíram ao longo das monitorizações passando de 3,5 para 1mg/L em amónia e 3,5 para 0,5mg/L em fosfatos. Os nitritos mantiveram-se entre 0,05 e 0,2 mg/L, enquanto os nitratos passaram de 0,5 para 4,5 mg/L. O rio Vouga manteve valores constantes de amónia (0,25mg/L), de nitritos (0,01mg/L) e fosfatos (0,01mg/L). Os nitratos aumentaram de 0,1mg/l para 1mg/L. Deste estudo, podemos afirmar que o rio Antuã encontra-se mais poluído do que o Vouga, afectando assim a Ria de Aveiro.

Local	Nome	Rio
1	Minhoteira	Antuã
2	Estarreja	
3	Vale de Estêvão	
4	São João da Azenha	
5	Perrães	Cértima
20	Espinhel	
10	Requeixo	Levira
6	Vila Verde	
7	Perrães	Ribeira do Pano
8	Vessada	
9	Ponte do Pano	Águeda
11	Águeda	
12	Ôis	Caima
13	Vale de Cambra	
14	Barbeiro	Vouga
19	Lamas do Vouga	
15	Segadães	Ribeira da Horta
16	Vala em Segadães	
17	Eixo	
18	Vala em Frossos	



Figura 2.6.1.21: Mapa com a localização dos locais de amostragem.

(Fonte: Pereira *et al*, 1994)

Os resultados de uma monitorização de qualidade da água efectuada ao rio Antuã por *Cerqueira et al* (2005), ver site [http://www.cesam.ua.pt/files/8\\_Congresso\\_Agua.pdf](http://www.cesam.ua.pt/files/8_Congresso_Agua.pdf), entre Junho e Julho de 2005, mostram que o rio encontra-se bem oxigenado excepto em alguns locais amostrados (figura 2.6.1.23), onde as concentrações de matéria orgânica na água são elevadas, confirmando os valores das medições de BOD<sub>5</sub> (compreendidos entre 17 e 36mgdm<sup>-3</sup>) que se encontram muito acima dos 5 mgdm<sup>-3</sup> impostos pela legislação nacional (Decreto-Lei 236/98). Estes níveis elevados estão muito provavelmente associados a deficientes condições de funcionamento da ETAR do Salgueiro. Os valores altos de fósforo (entre 2 a 4mgdm<sup>-3</sup>) nesses mesmos locais confirmam a presença de efluente doméstico. É de conhecimento o facto de existirem descargas residuais, presumivelmente de origem pecuária, num troço do rio compreendido entre as freguesias de Santiago de Riba-Ul e Ul. A qualidade da água perto da foz do rio melhora consideravelmente (verificado nas estações 10 e 11), o que em parte se explica pelo efeito da diluição provocado pela junção das águas do rio Ínsua, caracterizadas por uma carga orgânica mais baixa (BOD<sub>5</sub> <5mgdm<sup>-3</sup>), com as águas do rio Antuã. Os locais que apresentam valores elevados de BOD<sub>5</sub> também possuem valores elevados de azoto amoniacal (entre 10 e 20 mgdm<sup>-3</sup>) e de azoto Kjeldhal (entre 10 e 29 mgdm<sup>-3</sup>), sendo o valor máximo legal de 2mgdm<sup>-3</sup>. Estes valores indicam a ocorrência de uma contaminação recente das águas com efluentes domésticos. Os valores máximos de nitrato encontram-se nas duas estações próximas da foz do rio Antuã onde existe um decréscimo acentuado dos parâmetros azotados, o que mostra que estas formas de azoto reduzido sofrem uma oxidação gradual à medida que estas águas se dirigem para a foz. Só parte do azoto Kjeldhal se acumula na forma de nitrato, cerca de dois terços do azoto reduzido é removido da água, indicando a importância da volatilização de amónia e da desnitrificação.

Em suma, a bacia do rio Antuã apresenta poluição hídrica relacionada com descargas de águas residuais não tratadas provenientes de áreas urbanas e industriais de São João da Madeira, assim como também de um mau funcionamento da ETAR do Salgueiro. No entanto, é verificado uma melhoria significativa da qualidade da água no percurso final do rio, com a generalidade dos parâmetros (exceptuando-se os nitratos), evoluindo no sentido de uma aproximação a valores normais. Este facto demonstra que o rio Antuã possui uma elevada capacidade auto-depuradora.

Local	Nome
1	Milheirós de Poiares

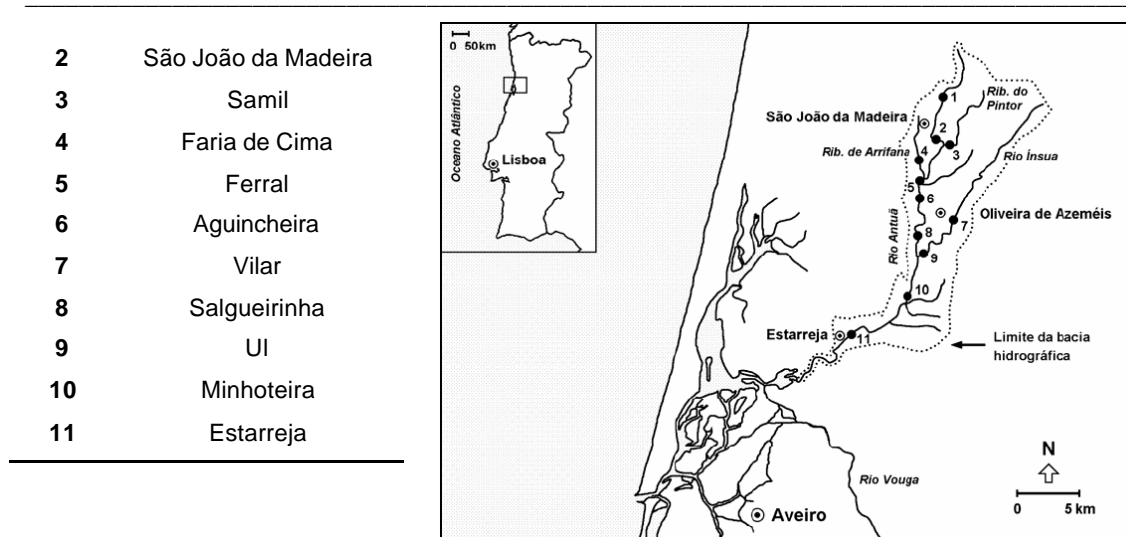


Figura 2.6.1.22: Estações de amostragem na bacia hidrográfica do rio Antuã.

(Fonte: Cerqueira *et al*, 2005)

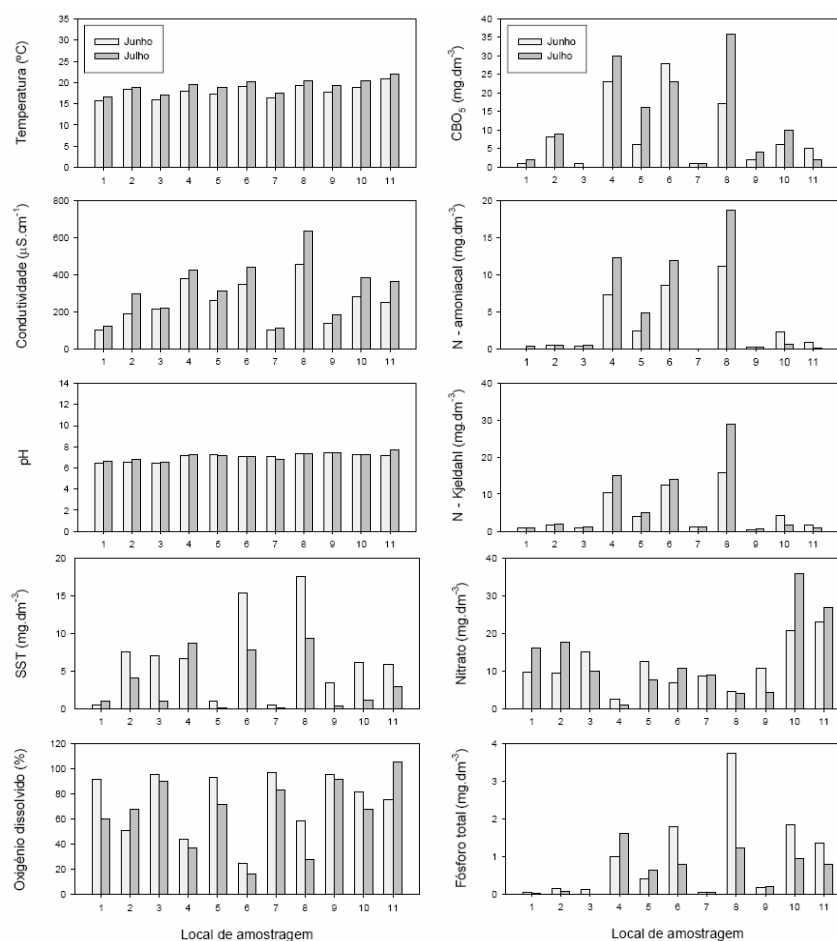


Figura 2.6.1.23: Variação espacial dos parâmetros de qualidade da água monitorizados na bacia do rio Antuã.

(Fonte: Cerqueira *et al*, 2005)

Segundo Silva *et al* (2005) existe uma degradação da qualidade da água no rio Vouga. As condições actuais causam problemas da qualidade na captação do Carvoeiro devido à acumulação de sólidos no leito do rio e da libertação de compostos nocivos pelos

microorganismos presentes no meio aquático. Os resultados obtidos de uma monitorização efectuada nos diversos locais de amostragens, situados ao longo do rio Vouga (figura 2.6.1.25) e em diferentes alturas do ano, mostram uma variação temporal quanto à temperatura e ao oxigénio dissolvido e uma variação espacial, de igual importância, para os restantes parâmetros (consumo bioquímico de oxigénio (BOD<sub>5</sub>), sólidos suspensos, azoto total, azoto de nitrato, azoto amoniacal e fósforo total) mostrando o efeito de cargas de nutrientes que entram na água em determinados locais (cargas pontuais) ou ao longo do rio (cargas difusas). Em geral foi verificado valores mais elevados nas amostragens de Outubro e Dezembro, quando o caudal do rio é maior devido às precipitações. Verifica-se um incremento de BOD<sub>5</sub> entre São Pedro do Sul e Vouzela, diminuindo acentuadamente até ao Carvoeiro. Este decréscimo deve-se a uma diluição e a um processo de autodepuração do rio. Durante as chuvadas são transportados elevados níveis de sólidos suspensos, relacionados principalmente com a erosão. O azoto total e o nitrato revelam a contribuição de fontes pontuais e difusas durante as situações de seca e de cheia. A concentração de amónia e do fósforo total (na situação de seca) mostram principalmente a fonte pontual localizada em Vouzela.

Os resultados deste estudo contribuem para o conhecimento dos problemas de qualidade da água no Carvoeiro. Foram verificadas cargas pontuais e difusas entre S. Pedro do Sul e Oliveirinha, sendo a principal fonte pontual relacionada com descargas de águas residuais. As concentrações descarregadas devido a essa fonte diminuem bruscamente em Ribeiradio devido à diluição e o efeito de autodepuração do rio. São ainda transportados para jusante, durante a cheia, elevadas cargas de sólidos suspensos e de poluentes associados. Durante a seca, aumenta a concentração de sólidos suspensos voláteis, aumentando assim o fitoplâncton. Para evitar problemas associados com o fitoplâncton é necessário reduzir as cargas de nutrientes. Os afluentes de Águeda e de Cértima contribuem com efluente de origem doméstica a água que chega ao local A, verificando-se um aumento de fósforo total entre Carvoeiro e S. João de Loure, descarregando posteriormente na Ria de Aveiro.

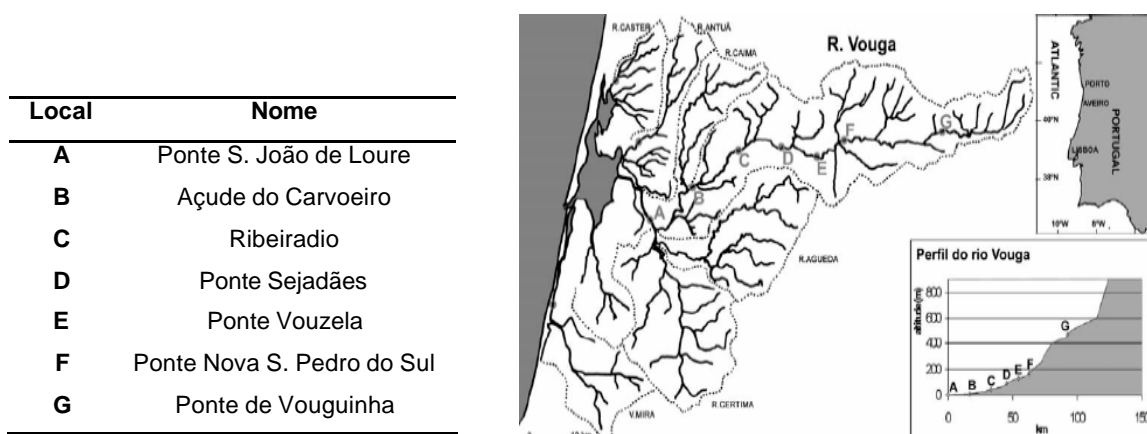


Figura 2.6.1.24: Bacia hidrográfica do rio Vouga. Localização das estações de amostragem deste estudo. (Fonte: Silva *et al*, 2005)

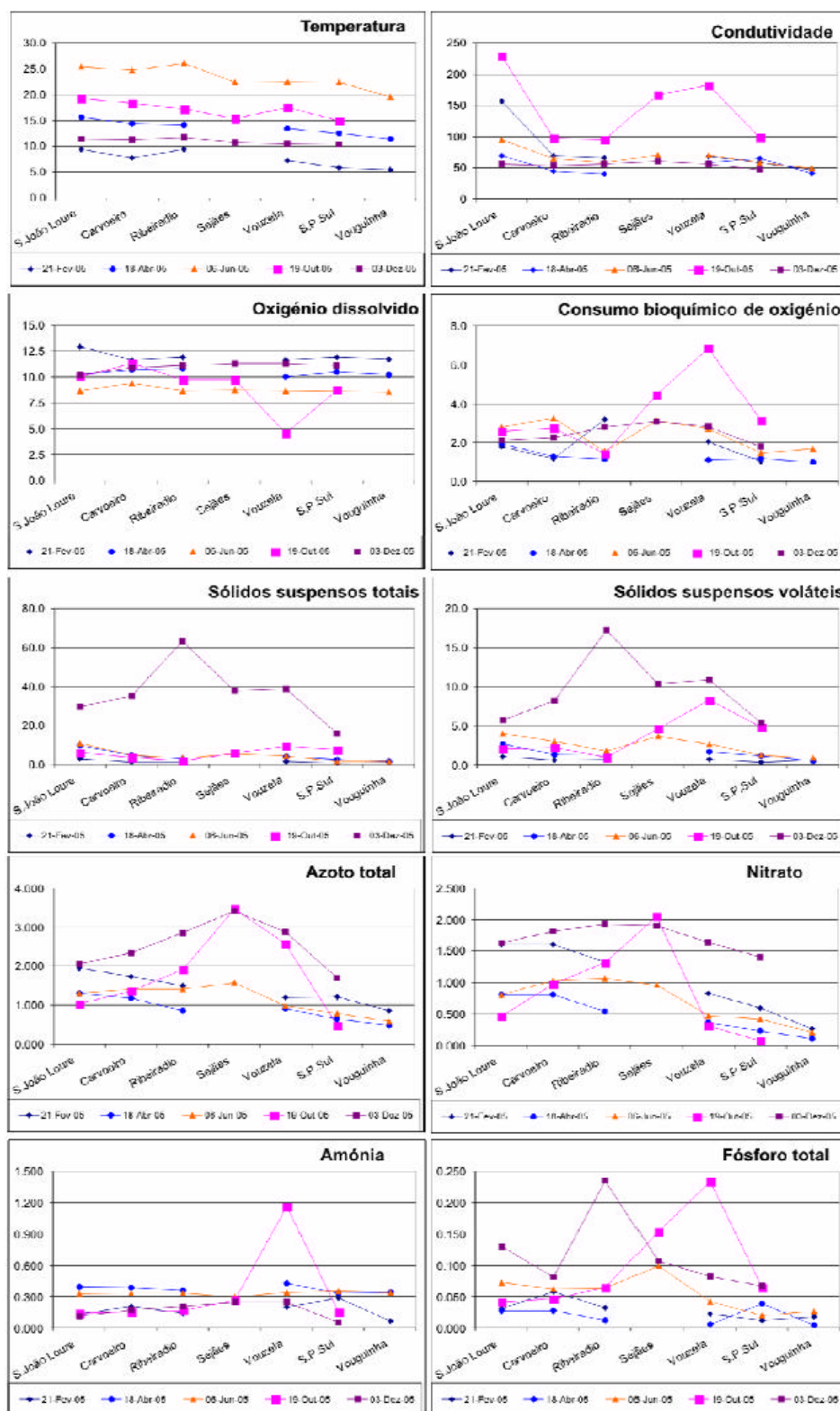


Figura 2.6.1.25: Resultados da temperatura, condutividade, sólidos suspensos e dos nutrientes obtidos nas amostragens realizadas no rio Vouga em 2005. Em cada local foi colhida uma amostra nos dias, 21 de Fevereiro (circulo azul escuro), 18 de Abril (circulo azul claro), 6 de Junho (triangulo laranja), 19 de Outubro (quadrado rosa) e 3 de Dezembro (quadrado roxo).

(Fonte: Silva *et al*, 2005)

### **2.6.2 Cargas provenientes do oceano**

Os resultados de trabalhos sobre o transporte de nutrientes no Canal da Barra entre Março de 2003 e Abril de 2005 (Silva, 2007), permitem avaliar a influência dos nutrientes transportados pelo Oceano Atlântico na Ria de Aveiro e não apenas dos principais rios que constituem a sua bacia hidrográfica. Deste trabalho foram obtidos gráficos (figura 2.6.2.1) cujos valores correspondem a uma média dos resultados obtidos na vazante e na enchente, uma vez que não se registaram diferenças significativas entre as diferentes fases da maré. A nível da variação temporal verifica-se na figura que os valores da temperatura e da salinidade não sofreram grandes alterações, sendo os níveis mais altos na estação quente (Verão) e mais baixos na estação fria (Inverno). No gráfico dos nutrientes, verifica-se que os valores do fósforo total sofreram um acréscimo, passando de 0,01 a 0,43mg/L. Os nitratos apresentam oscilações entre valores abaixo de 0,1mg/L atingindo os 0,37mg/L. Esses valores mais elevados de nitratos aconteceram em Março e Dezembro de 2003, e Abril 2005. A amónia e o azoto orgânico mantiveram-se em geral constantes não ultrapassando os 0,1mg/L. Quanto aos valores das clorofilas a, b e c estes são geralmente baixos não ultrapassando os 0,2, excepto em Dezembro de 2003 onde se obteve valores elevados entre 0,6 e 1,1. Foram registados níveis muito baixos em sólidos de cerca de 0,3mg/L.

Deste trabalho podemos afirmar que no canal da barra chega influência doméstica (fósforo total) e que esta tem vindo a aumentar. Os picos de nitratos obtidos em diferentes alturas amostradas, mostram que este composto é arrastado pelas chuvadas, atingindo elevadas concentrações que chegam às massas de água ou aos rios, e para além das diluições que ocorrem na ria de Aveiro, ainda chega alguma influência deste composto no canal da Barra. Geralmente os nitratos têm origem nas actividades agrícolas desenvolvidas à volta da ria.

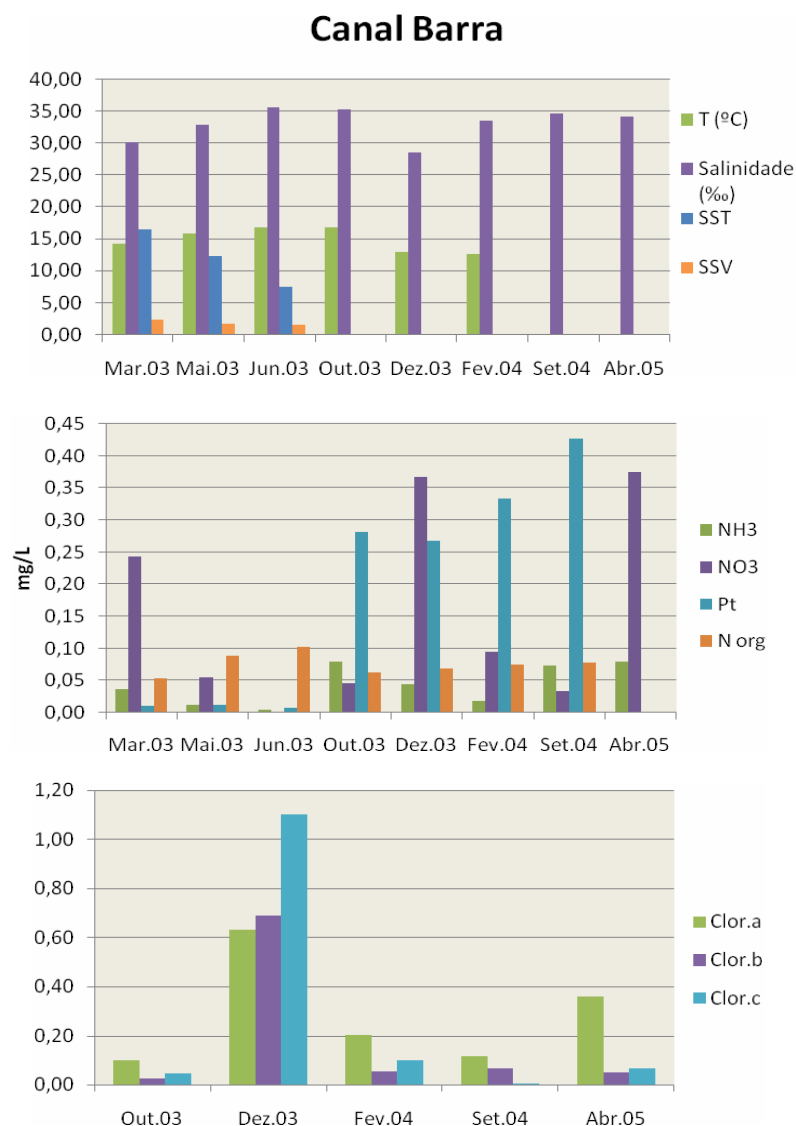


Figura 2.6.2.1: Gráficos com os valores dos diferentes parâmetros obtidos no Canal da Barra entre Março de 2003 e Abril de 2005.  
(adaptado de Silva, 2005)

### 2.6.3. Descargas pontuais

Os resultados de um trabalho sobre as cargas potenciais geradas nos concelhos e sub-bacias, as cargas efectivas afluentes ao meio e as cargas previstas afluentes aos cursos de água para a zona da Ria de Aveiro de Ré *et al* (1989) mostram que o concelho de Aveiro é o maior contribuidor em termos de poluição de origem doméstica possível de ser emitida, apresentando para cada carga e parâmetro o valor mais elevado. A zona da “ria” da bacia hidrográfica da Ria de Aveiro é o receptor mais sujeito à influência deste tipo de poluição, uma vez que possui também os valores mais elevados. Para além do concelho de Aveiro, os concelhos de Ovar e Ílhavo contribuem também com poluição orgânica e microbiológica afectando directamente a ria.



É na ria que de facto afluem ou poderão afluir as maiores cargas poluentes de origem doméstica, uma vez que é nas suas margens que se desenvolve os maiores núcleos urbanos de toda a região, apesar de para estes se preverem sistemas de recolha e tratamento de águas residuais domésticas. Não esquecer a contribuição desses núcleos em termos de poluição microbiológica que é também importante na qualidade do meio e com a agravante de se tornar factor de imensa perturbação na qualidade da água da laguna. Com o projecto POLAVEIRO pretendeu-se atingir um conhecimento mais profundo sobre a qualidade e a selecção dos usos da água da ria, que levarão a uma definição de critérios de qualidade da água e de ocupação e ordenamento do território.

No PBHV, na 1ª Fase relativamente à “Síntese da Análise e Diagnóstico da Situação Actual”, a carga potencial gerada na bacia é representada a nível doméstico pelos Concelhos de Aveiro, Oliveira de Azeméis, Águeda e Ílhavo (tabela 4.19 do PBHV), a nível industrial pelos concelhos de Aveiro e Ovar (tabela 4.20 do PBHV) e a nível do sector da pecuária pelos concelhos de Estarreja, Albergaria-a-Velha, S. Pedro do Sul e Ovar (tabela 4.21 do PBHV). A maior parte destes concelhos situam-se em redor da ria. Analisando o gráfico 4.8 do PBHV, verifica-se que o sector doméstico é predominante em termos de poluição tóxica com cerca de metade dos caudais e cargas originadas, com valores próximos dos originados pelo sector industrial. A indústria é o maior contribuidor em efluentes, com cerca de 56% dos efluentes totais, tendo como origem o abate de animais, os lacticínios, as unidades vitivinícolas e as unidades ligadas ao papel. Estimam-se que as cargas produzidas sejam de 23 mil tonCBO/ano essencialmente de origem doméstica, 63 mil tonCQO/ano provenientes da indústria e do sector doméstico, cerca de 4 mil tonN/ano de origens domésticas e agrícolas e 600 tonP/ano de origem doméstica, de alguma poluição difusa e da bovinicultura. De um modo geral, existe uma degradação da qualidade da água superficial (existindo troços extremamente poluídos) dos sistemas hídricos, de montante para jusante, devido à entrada de substâncias provenientes dos lixiviados dos campos agrícolas, dos efluentes pecuários e industriais e de alguns efluentes domésticos (principais fontes de poluição tóxica na bacia hidrográfica) (IDAD). Existe poluição nos rios Caima e Antuã, na Ria de Aveiro e nos aquíferos da zona de Estarreja, derivado essencialmente dos efluentes e resíduos industriais da zona industrial de Estarreja (IDAD).

#### **2.6.4. Descargas difusas (não pontuais)**

Segundo os resultados de um estudo realizado por Almeida *et al* (2006), às massas de água do concelho de Aveiro que descarregam directamente para a Ria de Aveiro, verificam-se na figura 2.6.4.2, no gráfico dos nitratos presença de fontes não pontuais devido à agricultura e fossas. No gráfico do BOD<sub>5</sub> existe poluição por matéria orgânica nos locais 1 e 5 (Mataduchos e Parque respectivamente). O local 11 (Pateira da Taboeira) apresenta sensibilidade ao enriquecimento orgânico e a nutrientes devido à eutrofização (gráfico do OD). Os gráficos da amónia do fósforo indicam poluição de origem doméstica. Os resultados dos parâmetros

microbiológicos (tabela 2.6.4.1) mostram contaminação fecal sobretudo nos locais 1, 5 e 7 (Mataduços, Parque e Aradas respectivamente), enquanto o local 10 (Rio Vouga) possui valores inferiores. Foi concluído que a poluição tóxica é pouco significativa embora se tenham observado descargas de origem industrial na zona de Mataduços. O impacto mais significativo é causado por água de escorrências com origem agrícola, urbana e viária. Para além disso, a situação actual permite o uso das massas de água para fins recreativos, mas sem contacto directo devido à contaminação fecal. Como proposta de requalificação, ficou o controlo das águas pluviais, uma vez que transportam nutrientes, bactérias fecais e sólidos durante as chuvadas. É indispensável um cadastro das águas pluviais e uma fiscalização adequada. O uso recreativo dos canais da Ria, assim como o da Pateira da Taboeira devem ser levados em conta nos planos de ordenamento do meio hídrico.

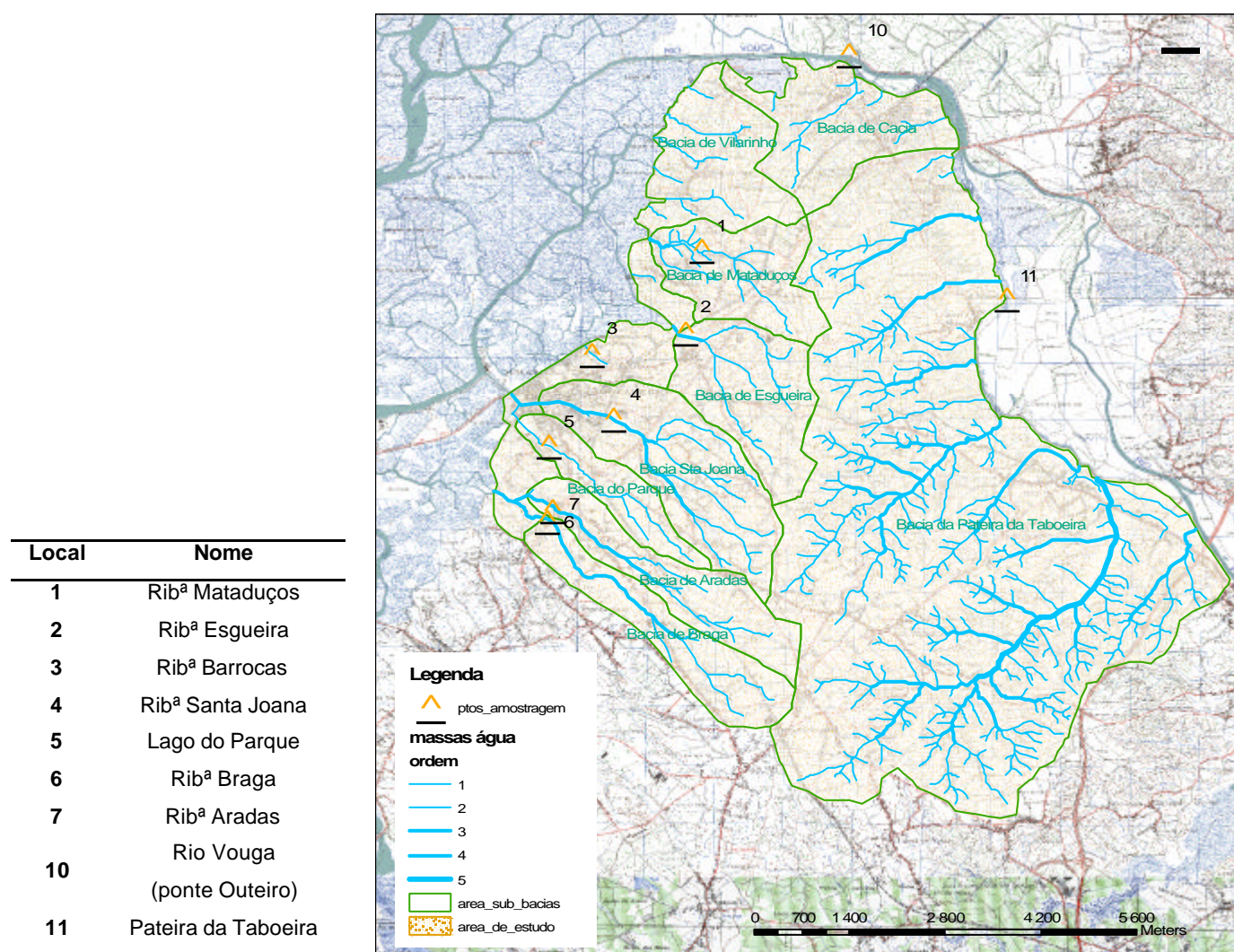


Figura 2.6.4.1: Localização dos locais de amostragem que descarregam na Ria de Aveiro e no Rio Vouga.  
(adaptado de Almeida *et al*, 2006)

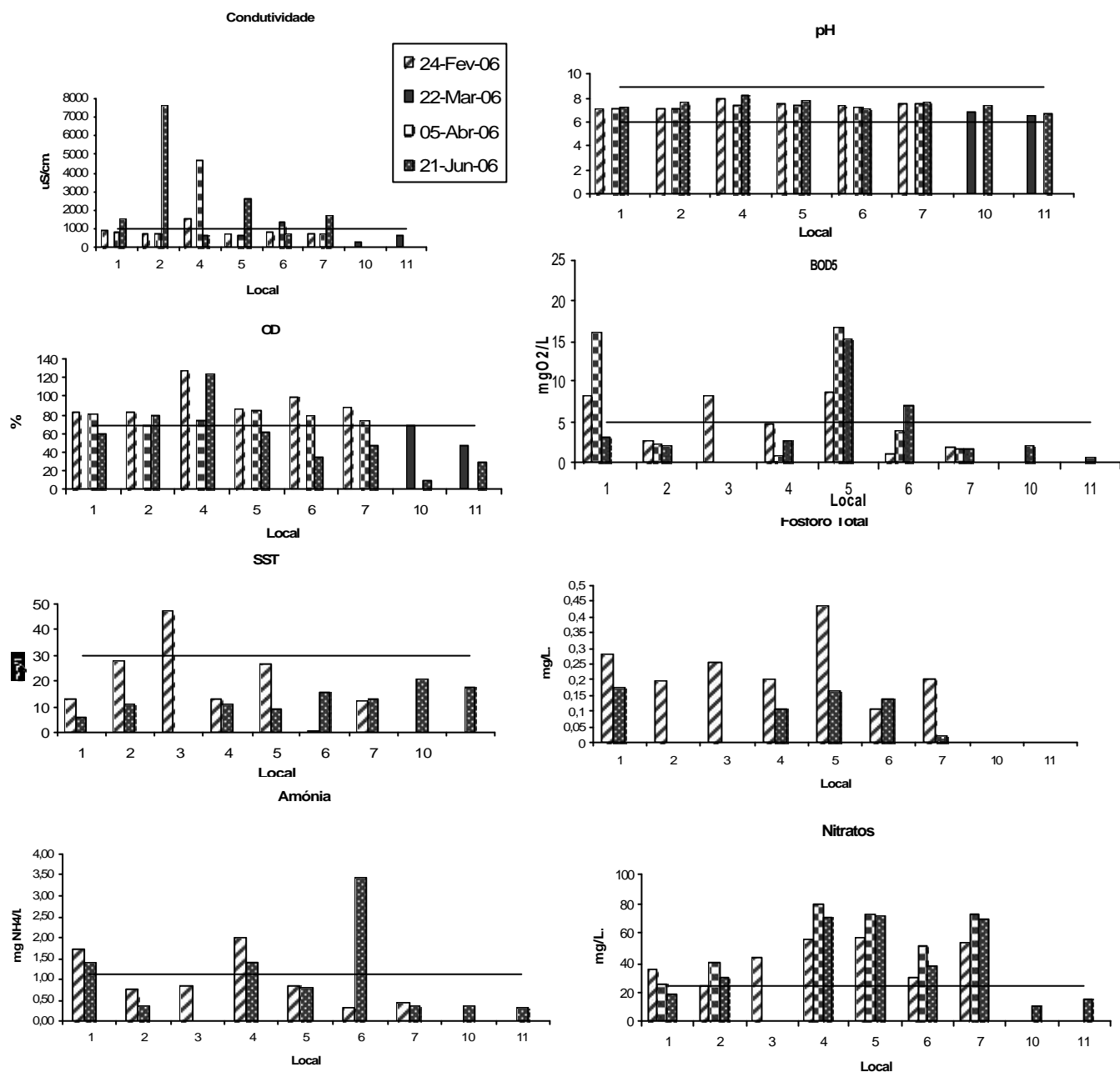


Figura 2.6.4.2: Gráficos com os resultados das análises químicas às amostras de água colhidas nas linhas de água.

(Fonte: Almeida *et al*, 2006)

Tabela 2.6.4.1: Valores dos parâmetros microbiológicos obtidos no dia 5 de Abril 2006 (cinzento) e de 21 de Junho de 2006 (preto).

Local	Parâmetros microbiológicos		
	CT/100mL	E.Coli/100mL	Enterococcus/100mL
1	>2419,6	>2419,6	613,1
	>2419,6	>2419,6	>2419,6
2	>2419,6	686,7	185
	>2419,6	980,4	101,2
3	Sem acesso		
4	>2419,6	816,4	343,3
	>2419,6	1011,2	1553,2
5	>2419,6	>2419,6	>2419,6
	>2419,6	>2419,6	>2419,6
6	>2419,6	1299,7	222,4
	>2419,6	488,4	488,4
7	>2419,6	>2419,6	>2419,6
	>2419,6	>2419,6	1987,3
10	>2419,6	770,1	7,4
	1203,3	24,1	2
11	>2419,6	980,4	613,1
	1732,9	101,2	32,8

### 2.6.5. Água subterrânea

A poluição das águas subterrâneas é provocada pelo facto das águas de recarga dos aquíferos chegarem a estes com substâncias dissolvidas podendo alterar a qualidade das águas subterrâneas (LNEC, 1993). A infiltração é um dos factores primordiais na determinação da vulnerabilidade de um aquífero à poluição, assim como o tempo da percolação, que vai desde a superfície até ao aquífero. Um tempo longo beneficia a protecção dos aquíferos visto que permite o estabelecimento de mecanismos de retenção da massa poluente no solo e o estabelecimento de reacções químicas entre o fluido poluente e o meio sólido. A natureza dos terrenos, através dos quais os fluidos atravessam durante a percolação, também tem um papel importante. As águas subterrâneas são menos vulneráveis à poluição do que as superficiais, no entanto quando contaminadas são mais difíceis de recuperar devido ao elevado tempo necessário para a limpeza das substâncias poluentes armazenadas no aquífero. A poluição natural é mais comum na região centro devido à forte mineralização de águas subterrâneas em resultado do contacto com determinadas rochas. Outra situação é a intrusão salina, resultando na substituição de águas subterrâneas doces por salobras e salgadas. A nível da poluição antropogénica, tem-se a de origem agrícola, a urbana e a industrial. Neste trabalho foram identificados dois riscos principais na região centro: o de salinização das águas subterrâneas costeiras devido à sobre – exploração e o risco de poluição de origem industrial dos aquíferos da zona de Aveiro – Murtosa – Estarreja.

Na Região Centro (Cantanhede – Aveiro – Ovar) foram colhidas 41 amostras de água subterrânea no subsistema Quaternário do sistema aquífero do Baixo Vouga entre 1983 e 1984. O valor médio dos nitratos foi de 27mg/L, no entanto em 9 amostras foram registados valores acima de 50mg/L. A ocorrência de níveis elevados de nitratos é frequente na zona do Complexo Químico de Estarreja, estando esta associada a origem industrial e agrícola. De um modo geral, as concentrações elevadas de nitratos estão relacionadas com a inexistência de redes de efluentes urbanos e em menor grau do aumento da utilização de adubos e fertilizantes nitrogenados pela agricultura.

A recarga de aquíferos foi estimada multiplicando os índices de infiltração médios, atribuídos segundo o tipo geológico existente, com a precipitação média (LNEC,1993). A recarga média estimada por concelho foi: Ovar e Murtosa 770mm, Estarreja 470mm, Albergaria-a-Velha e Sever do Vouga 50mm, Aveiro 500mm, Ílhavo 620mm e Vagos 580mm. A reserva de água utilizável no solo considerada foi de 100mm e a evapotranspiração real calculada em S.Jacinto foi de 568mm/ano. Os excedentes hídricos anuais foram de 542 mm/ano (segundo ETP Penman) e de 500mm/ano na área.

## ***2.7 Modelos de simulação de caudais***

Têm sido desenvolvidos modelos hidrológicos e de qualidade da água para analisar e quantificar entre outros o escoamento superficial e subterrâneo assim como os impactos das alterações do uso do solo e a qualidade da água.

### ***2.7.1. Estudos sobre os caudais que afectam a Ria de Aveiro***

De acordo com o estudo sobre a dinâmica na Ria de Aveiro realizado por Silva (1994) as correntes predominadas na Ria são originadas pelas marés relativamente às originadas pela descarga de água doce afluente. Ao rio Vouga corresponde cerca de 69% da área drenada pela ria, daí o conhecimento do comportamento do seu caudal ser essencial na análise da dinâmica do meio estuarino da Ria. Na tabela abaixo encontra-se resumido os valores de caudal obtidos por diferentes autores. Na tabela 2.7.1.1 estão representados os caudais médios calculados, admitindo um escoamento médio anual de 660mm/ano, para as áreas drenadas para a Ria e os caudais dos meses de Agosto e Setembro, admitindo um caudal específico igual ao observado para o rio Vouga ( $1,8\text{L/s.km}^2$ ). Os valores obtidos representam um limite máximo. Verifica-se na tabela 2.7.1.2 que o rio Vouga é o maior contribuidor com água doce ( $56,3\text{m}^3/\text{s}$ ) relativamente ao total de água doce afluente ( $73,4\text{m}^3/\text{s}$ ), assim como nos meses de Agosto e Setembro.

Tabela 2.7.1.1: Resumo das estimativas de caudais médios do Vouga e do Antuã.

(Fonte: Silva, 1994)

	Vouga	Antuã	Método	Autor
<b>Q<sub>médio anual</sub></b> <b>(m<sup>3</sup>/s)</b>	50	-	Balanço hidrológico	-
<b>Q<sub>médio anual</sub></b> <b>(m<sup>3</sup>/s)</b>	-	4,5	Hidrometria, 1978 a 1990	Serviços Hidráulicos
<b>Q<sub>médio Ags/Set</sub></b> <b>(m<sup>3</sup>/s)</b>	4,3	1,0	Hidrometria, 1981 a 1991; 1978 a 1990	Centro Fabril de Cacia, Portucel
<b>Q<sub>esperado Ags/Set</sub></b> <b>(L/s.km<sup>2</sup>)</b>	1,8	6,4	Cálculo	Faria e Machado, 1976

Tabela 2.7.1.2: Caudais médios anuais afluentes calculados para cada bacia da Ria.

(Fonte: Silva, 1994)

Bacia	Área drenada (km <sup>2</sup> )	Q anual (m <sup>3</sup> /s)	Q Ags/Set (m <sup>3</sup> /s)
<b>Aveiro</b>	27	0,6	0,0
<b>Ovar</b>	225	4,7	0,4
<b>Espinheiro</b>	2691	56,3	4,8
<b>Ílhavo</b>	189	4,0	0,3
<b>Mira</b>	375	7,8	0,7
<b>Total</b>	<b>3507</b>	<b>73,4</b>	<b>6,3</b>

Segundo um trabalho sobre a modelação ecológica da Ria de Aveiro e o papel das macroalgas efectuado por Saraiva *et al* (2005) em termos de caudal, a variação sazonal utilizada foi obtida usando os registos das estações da rede de amostragem do INAG (figuras 2.7.1.1 e 2.7.1.2). Foi ainda construída uma linha que representa a variação real do caudal ao longo do ano mediano, segundo os valores medianos calculados em cada mês do ano. Dos resultados obtidos verifica-se que o Rio Vouga (figura) é o maior contribuidor de água doce que entra na Ria, possuindo um caudal que atinge os 60m<sup>3</sup>/s durante a estação húmida e 10m<sup>3</sup>/s durante os meses mais quentes. Por outro lado, o rio Boco (figura) é o menor contribuidor com um caudal de aproximadamente 5m<sup>3</sup>/s durante o Inverno e 1m<sup>3</sup>/s durante o Verão. Somando os caudais de água doce que entram na Ria, tem-se cerca de 90m<sup>3</sup>/s durante o Inverno e 15m<sup>3</sup>/s durante o Verão.

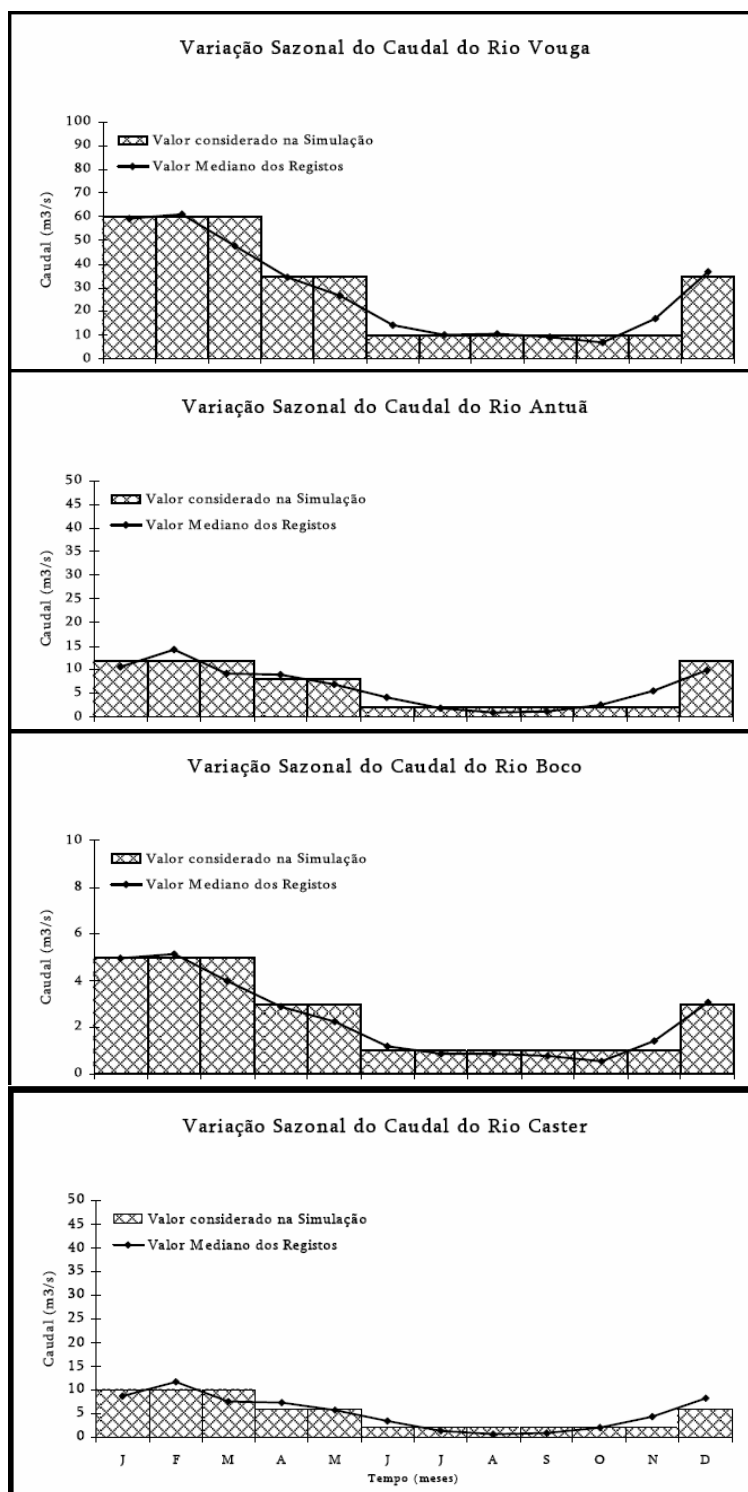


Figura 2.7.1.1: Variação sazonal da descarga do Rio Vouga, Antuã, Boco e do Rio Cáster.

(Fonte: Saraiva *et al*, 2005)

Os resultados de um estudo realizado no Canal da Barra por Barros (2005) estão representados nas figuras 2.7.1.3 e 2.7.1.4, em que se verifica que os caudais de maré obtidos

em dias diferentes de amostragem (23 de Fevereiro 2004 e 27 de Abril de 2005) mostram que o caudal máximo de maré atinge os  $7000\text{m}^3/\text{s}$  durante a enchente e a vazante. Comparando este caudal com as contribuições de água doce para a Ria de Aveiro representadas pelos caudais médios dos rios Vouga, Antuã, Cáster e Mira, conclui-se que os caudais de maré são o principal mecanismo de transporte de substâncias na Ria de Aveiro.

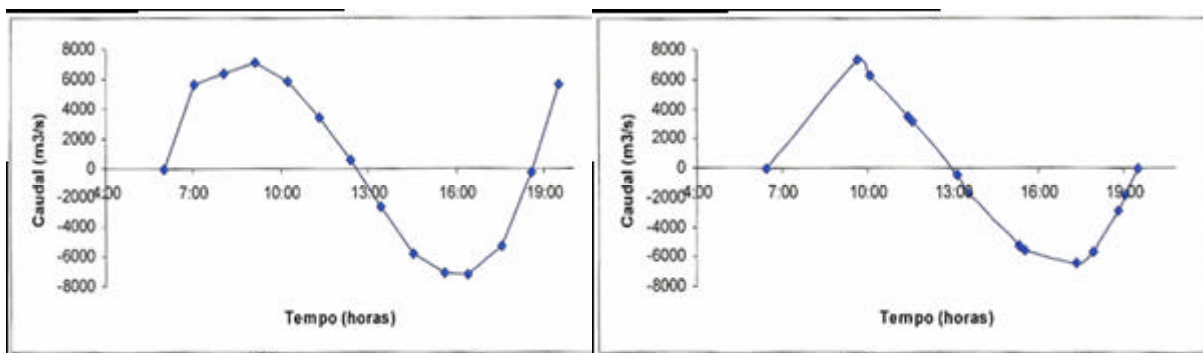


Figura 2.7.1.2: Representação gráfica do caudal ao longo do ciclo de marés para o dia 23 de Fevereiro de 2004 (lado esquerdo) e dia 27 de Abril de 2005 (lado direito).

(Fonte: Barros, 2005)

### Em síntese

Estes trabalhos mostram que os caudais das massas de água que drenam directamente para a Ria de Aveiro são bastante inferiores quando comparados com os caudais dos principais rios e dos caudais da maré. Sendo assim, torna-se necessário recorrer à simulação dos caudais, ou seja a modelos hidrológicos, para a sua avaliação e contribuição.

## 2.7.2. Modelos hidrológicos

### Simulação com Extend

É possível elaborar um programa em Extend que permita calcular caudais médios segundo um balanço hidrológico baseado na precipitação e transpiração (dados obtidos das estações meteorológicas) calculando assim a evapotranspiração efectiva, a infiltração e o escoamento directo e subterrâneo.

### SWMM (Rossman, 2007)

O Storm Water Management Model versão 5 (SWMM5) da EPA, ver manual no site <http://www.epa.gov/ednnrmrl/models/swmm/index.htm#Downloads>, é um modelo dinâmico de simulação de precipitações e escoamento superficial usado para um acontecimento pontual ou contínuo de simulação da qualidade e quantidade do escoamento superficial. Este programa simula estes parâmetros, principalmente para áreas urbanas, podendo também simular bacias hidrográficas.



*HEC-HMS* (Feldman, 2000)

O Hydrologic Modeling System desenvolvido pelo Hydrologic Engineering Center (HEC-HMS), ver manual no site [http://www.hec.usace.army.mil/software/hechms/documentation/CPD-74B\\_2000Mar.pdf](http://www.hec.usace.army.mil/software/hechms/documentation/CPD-74B_2000Mar.pdf), é um modelo designado para simular a resposta hidrológica numa bacia hidrográfica. As componentes deste modelo incluem um modelo de bacia, um modelo meteorológico, especificações de controlo e entrada de dados.

O Geospatial Hydrologic Modeling Extension (HEC-GeoHMS) é um software para uso com o ArcView Geographic Information system. O GeoHMS usa o ArcView e o Spatial Analyst para desenvolver um número de entradas hidrológicas. Analisando a informação digital do terreno, o HEC-GeoHMS transforma os percursos de escoamento e limites das bacias numa estrutura hidrológica que representa a resposta da bacia à precipitação. O HEC-GeoHMS foi desenvolvido como um kit de ferramenta hidrológica geoespacial (geospatial hydrology tool kit) para engenheiros e hidrologistas com experiência em GIS.

## Capítulo 3 – MATERIAL E MÉTODOS

Neste trabalho foi feita uma caracterização hidrológica das bacias que drenam para a Ria de Aveiro, quer através de uma linha de água principal ou por condutas pluviais ou que descarregam directamente para a Ria. Determinados dados da caracterização hidrológica serviram posteriormente para a aplicação de modelos hidrológicos na simulação do balanço hídrico médio diário nestas bacias e para o escoamento superficial. Foi ainda avaliada a qualidade da água proveniente destas bacias e que influenciam directamente a Ria de Aveiro.

### 3.1 Caracterização hidrológica

Os estudos das bacias hidrográficas baseiam-se na análise das suas características, ou seja, na determinação de vários parâmetros e condicionantes que proporcionam auxílio a uma melhor compreensão do seu funcionamento. Para a determinação da caracterização hidrológica foi utilizada uma ferramenta dos Sistemas de Informação Geográfica (SIG) concretamente o software ArcGis 9.1. Neste ambiente de trabalho foi criado um conjunto de dados em formato digital, que armazenam informação sobre as características físicas e ambientais da área de estudo, tendo por base:

- Cartas militares 162-A (Torreira), 173 (S. Jacinto), 174 (Murtosa), 175 (Albergaria-a-Velha), 184 (Gafanha da Encarnação), 185 (Aveiro), 195 (Gafanha da Boa Hora), 196 (Vagos), 206 (Mira) e 207 (Anadia) que datam de 1999 (5ª edição) à escala 1:25000 obtidas a partir da digitalização das respectivas cartas militares do exército.
- Cartas militares 153 (Ovar), 163 (Estarreja), e uma parte das cartas 154 e 164 que datam de 1996 à escala 1:25000 obtidas a partir da digitalização das respectivas cartas militares do exército;
- Cartografia Nacional com o uso do solo de Corine Land Cover (CLC) 2000 “Atlas do Ambiente Digital – Instituto do Ambiente”, à escala 1:1000000;
- Cartografia Nacional com o tipo de solos do “Atlas do Ambiente Digital – Instituto do Ambiente”, à escala 1:1000000;
- Carta Administrativa Oficial de Portugal, CAOPV 5.0 – Julho de 2006, ver site <http://www.igeo.pt/produtos/cadastro/caop/inicial.htm>;
- Modelo Digital do Terreno para a zona em estudo (Ria de Aveiro 40N9W) obtida pela missão Shuttle Radar Topography Mission (SRTM) da NASA;
- Estações Meteorológicas do INAG, no site [http://snirh.pt/snirh.php?main\\_id=4&item=2.6](http://snirh.pt/snirh.php?main_id=4&item=2.6).

O objectivo deste trabalho é caracterizar as bacias que desaguam para a Ria de Aveiro, excepto as bacias correspondentes aos principais rios. Para isso foi aproveitado uma divisão já iniciada e completou-se para a área de interesse. Essa divisão recorre ao método de Pfafstetter adaptado de Verdin, onde foi feita a distinção entre as principais bacias cuja foz se situa em território português, tendo sido atribuído um primeiro ciclo de geocodificação. Dessa forma, foi atribuído às zonas costeiras entre a foz do Douro e Tejo o código 5 (figura 3.1.1). A este conjunto

foi novamente identificado as quatro maiores bacias, pelo que a bacia hidrográfica do rio Vouga teve a geocodificação 52, como é possível visualizar na figura 3.1.2.

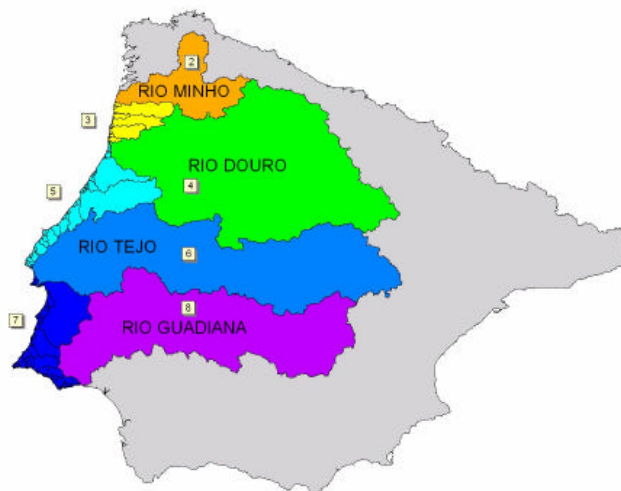


Figura 3.1.1: Códigos de primeiro nível para as bacias hidrográficas de Portugal Continental.

(Fonte: Néry *et al*, 2002)

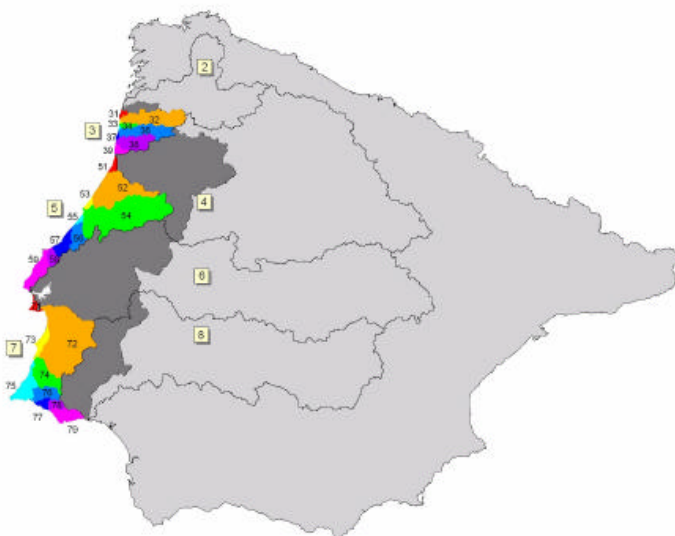


Figura 3.1.2: Códigos de segundo nível para as zonas costeiras intermédias situadas entre as quatro bacias hidrográficas internacionais.

(Fonte: Néry *et al*, 2002)

Procedeu-se então à delimitação e geocodificação da bacia hidrográfica do Vouga. Neste terceiro nível de códigos obteve-se as quatro maiores bacias que são drenadas pelos principais rios que desaguam na Ria de Aveiro assim como as bacias intermédias. Foi posteriormente aplicado novos conjuntos de geocodificação apenas para as bacias intermédias. Essa identificação foi feita recorrendo ao método de Pfafstetter para a

geocodificação das bacias, e tendo em conta os limites de separação topográfico e os pontos altos para a delimitação das bacias.

#### *Limite Pfafstetter*

Tendo em conta as áreas de drenagem do IDAD (IDAD), a bacia hidrográfica do rio Vouga, com uma área de  $3480 \text{ km}^2$  tem a sua foz na Ria de Aveiro, na embocadura, onde existe a entrada da água salgada e a saída da água doce. Aplicando assim o método de Pfafstetter para a geocodificação desta bacia hidrográfica, começamos pela “boca” da Ria de Aveiro e começamos a avançar para montante. A primeira confluência que se encontra é a entrada sul do Canal de Mira. Neste ponto faz-se a distinção entre rio principal e afluente. A área de drenagem do Canal de Mira é de  $375 \text{ km}^2$ , inferior à restante área. Será então considerado como um afluente. Continuando para montante encontra-se uma segunda confluência, a entrada norte do Canal de Ovar. De novo faz-se a distinção entre rio principal e afluente. Como o Canal de Ovar tem uma área de drenagem, de  $225 \text{ km}^2$ , inferior à restante área, considera-se um afluente. Prosseguindo para montante e pelo canal principal, encontra-se uma terceira confluência, a entrada nordeste do Canal da Murtosa. A área de drenagem é de  $266 \text{ km}^2$ , inferior à restante área, logo considera-se afluente. Prosseguindo pelo canal do Espinheiro, encontra-se uma quarta confluência, a entrada de sul do rio Águeda. Como a área de drenagem é de  $971,8 \text{ km}^2$ , inferior à restante área que é de  $1453,2 \text{ km}^2$ . Foram encontradas as quatro principais bacias utilizando o critério da maior área de drenagem, pelo que será atribuído a estas bacias os códigos iniciais, 2, 4, 6 e 8 de acordo com a sua localização na foz. Dessa forma o Canal de Mira terá o dígito 2, o canal a seguir (Canal de Ovar) terá o dígito 4, o Canal da Murtosa o dígito 6 e o rio Águeda o dígito 8. A bacia maior, correspondendo à área de cabeceira terá o dígito 9. As bacias intermédias terão os dígitos 1, 3, 5 e 7, de jusante para montante. A bacia intermédia 3 corresponde à área drenada pelo canal de S.Jacinto e canal da Moacha entre a confluência 2 e a 4. A bacia intermédia 5 corresponde à área drenada pelo canal da Vila e de Ílhavo. A bacia intermédia 7 corresponde à área drenada pelo canal principal (canal do Espinheiro) entre a bacia 6 e a 8. O primeiro ciclo de geocodificação foi assim alcançado, tendo sido obtido a divisão em nove partes. A cada uma destas nove partes é possível subdividir de novo, usando o mesmo critério.

Partindo da foz da bacia intermédia 5 em direcção a montante, e procurando as quatro bacias maiores, encontra-se uma confluência do lado esquerdo, a entrada do canal de Aveiro. Como a área desta confluência é de  $40 \text{ km}^2$ , inferior à restante, considera-se afluente. Continuando encontra-se do lado direito, uma segunda confluência com área igual a  $41,7 \text{ km}^2$ , inferior à restante, logo é afluente. Prosseguindo para montante encontra-se outra convergência com uma área de  $21,7 \text{ km}^2$  e outra convergência com  $26 \text{ km}^2$ . Estas áreas são inferiores à principal que é de  $33,2 \text{ km}^2$ . Foram então encontradas as quatro principais bacias da bacia intermédia 5.

Também foi possível subdividir a bacia 6, terminando assim um segundo ciclo de geocodificação. Os resultados destas divisões encontram-se na figura com as respectivas geocodificações.

A Ria de Aveiro foi delimitada tendo em conta a área sob a influência da água salgada, estando limitada por uma linha que corresponde ao limite do sapal, ou seja, o limite da preia-mar. Este limite foi feito observando as imagens de satélite do Google Earth e do uso do solo (CLC).

Para cada uma destas bacias (mini bacias, pequenas e médias) foram determinados: a área de drenagem, assim como as áreas permeável e impermeável, o perímetro, a densidade de drenagem, a ramificação da bacia, os índices de declive do terreno e das massas de água, a ocupação do solo, o coeficiente de escoamento médio (CN), a porosidade e a condutividade hidráulica. Serão apresentados os valores da caracterização hidrológica usados como dados de entrada nos respectivos modelos hidrológicos.

A área de drenagem das bacias foi delimitada como sendo a área plana (em projecção horizontal) limitada pelas linhas de separação topográfica. Foram delimitadas no Arcmap com o uso dos mapas topográficos e expressa em metros quadrados.

A forma da bacia pode ser avaliada a nível qualitativo: bacia alongada, ramificada, etc. ou então a nível quantitativo, através dos seguintes coeficientes, o índice de Gravelius ou de forma:

Coeficiente de compacidade ou índice de Gravelius,  $K_c$ :

$$K_c = \frac{P}{2pr} = 0,28 \frac{P}{\sqrt{A}}$$

Onde,

$P \Rightarrow$  *perímetro* e  $A = pr^2 \Rightarrow$  *área de drenagem da bacia*

Factor de forma,  $K_f$ :

$$K_f = \frac{l}{L} = \frac{A}{L^2}$$

Onde,

$l$  – largura média da bacia  $= A/L$

$L$  – comprimento do maior curso de água (foram desprezadas as linhas de água efémeras, ou seja, com ordem 1)

Quanto mais irregular for a bacia maior será o  $K_c$ . Por exemplo, se uma bacia for redonda, o  $K_c$  será 1. Quanto mais perto o  $K_c$  for da unidade, mais propícia será para ocorrência de cheias. Contrariamente ao  $K_f$ , quanto mais baixo for este factor, menor será a tendência para cheias relativamente a outras bacias do mesmo tamanho, mas com factor de forma maior. Por exemplo, uma bacia estreita e longa com  $K_f$  baixo, tem menos possibilidade de ocorrência de chuvas intensas cobrindo simultaneamente toda a sua extensão.

Quadro 3.1.1 : Classificação dos cursos de água quanto à constância de escoamento.

(Fonte: Lencastre & Franco, 2003)

Constância de Escoamento	Classificação da massa de água
<b>Perenes</b>	Escoam durante todo o ano; o aquífero mantém alimentação contínua e não desce nunca abaixo do leito da massa de água, mesmo durante as secas.
<b>Intermitentes</b>	Escoam durante as estações húmidas e secam nas de estiagem; durante as estações chuvosas transportam caudais superficiais e subterrâneos, o lençol subterrâneo mantém-se acima do leito fluvial, enquanto na estação seca fica a um nível inferior.
<b>Efémeras</b>	Existem apenas durante ou imediatamente após as chuvadas e apenas transportam escoamento superficial: a superfície freática mantém-se sempre abaixo do leito fluvial.

A ordem do curso de água foi feita seguindo o critério introduzido por Horton e modificado por Strahler. O método de ordenamento de Strahler considera que os canais primários ou nascentes são primeiramente designados de 1ª ordem e a junção de dois canais desta ordem formam um de 2ª ordem, e assim sucessivamente. Na ocorrência da junção de dois canais de ordens diferentes, prevalece a designação de ordem superior. A ordem do canal à saída da bacia é também a ordem da bacia, e nenhum outro canal inserido nesta, terá ordem superior. As bacias com ordem elevada são mais ramificadas que as de ordem inferior.

As massas de água presentes nos mapas topográficos e que desaguardam para a Ria de Aveiro foram delimitadas no Arcmap e por vezes corrigidas com observações no local, classificando-as e atribuindo-lhes as respectivas ordens. Neste trabalho as massas de água com ordem um foram consideradas efémeras, as massas de água principais (a que possui maior ordem) como perenes e as restantes como intermitentes.

A densidade de drenagem e o percurso médio do escoamento superficial foram determinados pelas seguintes fórmulas:

$$I = \frac{\Lambda}{A} \quad (km/km^2) \quad ; \quad \overline{P_s} = \frac{A}{4\Lambda} \quad (km)$$

Onde

$\Lambda$  –Corresponde ao comprimento total dos cursos de água (à soma de todos os cursos de água quer perenes, intermitentes ou efémeros).

A densidade de drenagem varia directamente com a extensão do escoamento superficial e fornece uma indicação da eficiência de drenagem natural da bacia. Se  $I$  for igual 0,5 kmkm<sup>-2</sup> as bacias são mal drenadas, por outro lado, se for superior a 3,5 kmkm<sup>-2</sup>, as bacias são bem drenadas. As bacias com maior densidade de drenagem estão mais sujeitas a cheias.

A obtenção do MDT no ArcGIS foi feita através de “feature class” com a área de estudo, as curvas de nível e os pontos altos.

Para determinar os declives do terreno e das massas de água, representaram-se respectivamente, as curvas hipsométricas de cada bacia que representam a área da bacia que fica acima de cada cota,  $Z$ , em referência ao nível médio do mar, ou seja, as altitudes em metros em função das áreas acumuladas em  $\text{km}^2$ , e os perfis longitudinais de cada massa de água que relaciona as cotas do leito com as distâncias à foz, ou seja, as cotas em metros em função dos comprimentos das massas de água acumulados em km. As áreas na curva hipsométrica foram determinadas planimetrando as áreas entre as curvas de nível. As distâncias à foz foram obtidas através dos mapas topográficos, medindo as distâncias, no Arcmap, entre as curvas de nível. O declive do terreno, ou índice de declive médio,  $\bar{I}_i$  e o declive das massas de água, ou índice de declive global,  $I_g$ , foram determinados pelas seguintes formulas:

$$\bar{I}_i = \frac{Z_5 - Z_{95}}{L_{95} - L_5} \quad ; \quad I_g = \frac{Z_5 - Z_{95}}{L_e}$$

Onde,

$Z_5$  e  $Z_{95}$  - São as altitudes correspondentes a 5% e 95 %, respectivamente, da área da bacia na curva hipsométrica.

Altitude com área correspondente a uma certa %,  $Z_{\%}$  :

$$Z_{\%} = Z_i - \frac{Z_{i+1} - Z_i}{A_{i+1} - A_i} A_i + \frac{Z_{i+1} - Z_i}{A_{i+1} - A_i} A_{\%}$$

Em que

$$Z_i < Z_{\%} < Z_{i+1}$$

$L_5$  e  $L_{95}$  - São os comprimentos correspondentes a 5% e 95%, respectivamente, do comprimento total no perfil longitudinal.

$L_e$  - Corresponde ao comprimento do rectângulo equivalente

O Rectângulo de comprimento equivalente  $L_e$  e largura equivalente  $l_e$ , de perímetro e área iguais aos da bacia de tal modo que:

$$\begin{cases} 2(L_e + l_e) = P \\ L_e \times l_e = A \end{cases} \Rightarrow L_e = \frac{4A}{P + \sqrt{P^2 - 16A}} \quad e \quad l_e = \frac{P + \sqrt{P^2 - 16A}}{4A}$$

$$P = \frac{K_c \times \sqrt{A}}{0,28}$$

Ou então, substituindo obtém-se:

$$L_e = 0,89 K_c \sqrt{A} \left[ 1 + \sqrt{1 - \left( \frac{1,12}{K_c} \right)^2} \right] \quad e \quad l_e = \frac{P}{2} - L_e$$

A caracterização do uso e do tipo de solo para a área em estudo foi obtida através do download, no site do Instituto do Ambiente, dos solos do Atlas do Ambiente e do Corinne Land Cover (CLC).

O número de escoamento (CN) vai depender do tipo hidrológico do solo, da sua utilização e das condições de superfície. Os tipos hidrológicos do solo correspondentes à classificação do Soil Conservation Service (SCS), podem ser de quatro tipos (quadro).

Quadro 3.1.2: Classificação hidrológica de solos segundo o SCS.

(Fonte: Lencastre & Franco, 2003)

Tipos de solo	Classificação dos solos
<b>A</b> (Baixo potencial de escoamento superficial)	São solos com elevadas intensidades de infiltração, mesmo quando completamente humedecidos. Estes incluem principalmente areias profundas com drenagem boa ou excessiva. Estes solos possuem uma elevada transmissividade.
<b>B</b> (Potencial de escoamento superficial abaixo da média)	Solos com intensidades de filtração moderadas, quando completamente humedecidos. Incluem principalmente solos medianamente profundos e drenados, e com textura moderadamente fina e grosseira. Possuem uma transmissividade média.
<b>C</b> (Potencial de escoamento superficial acima da média)	Solos com baixas intensidades de infiltração, quando completamente humedecidos. Incluem principalmente solos com textura moderadamente fina. Estes solos possuem uma transmissividade baixa.
<b>D</b> (Elevado potencial de escoamento superficial)	Solos com intensidades de infiltração muito baixas, quando completamente humedecidos. Incluem principalmente solos argilosos expansíveis, solos com o nível freático permanente próximo da superfície e solos com substratos impermeáveis a pouca profundidade. Estes solos possuem uma transmissividade muito baixa

Os solos foram classificados segundo o tipo de solo A, B, C ou D (tabela 3.1.1) tendo em conta a classificação do Instituto da Água (INAG).



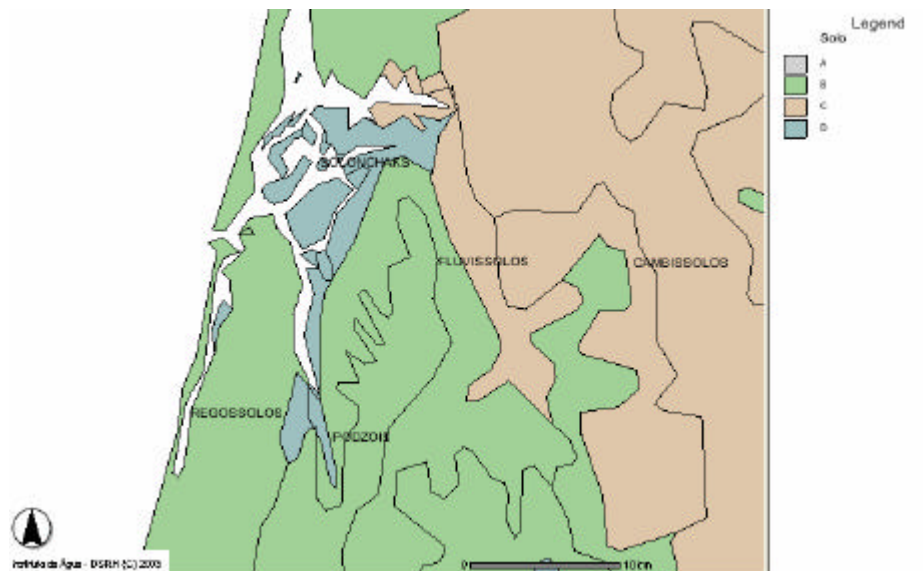


Figura 3.1.3: Classificação do tipo de solo em A, B, C e D obtida do INAG.  
(Fonte: SNIRH)

Tabela 3.1.1: Classificação do tipo de solo segundo o INAG (AMC II).

Tipo de solo	Código	Capacidade água	Solos
B	903	26	Podzóis
C	101	0	Fluvissolos
D	102	0	Fluvissolos
D	803	66	Luvissolos
B	704/711/715/717	87	Cambissolos
C	706/707	87	Cambissolos
D	716	0	Solochanks
D	601	0	Solochanks
B	202	0	Regossolos
C	0	0	Regossolos

O CN para as diversas utilizações do solo segundo o SCS apresentase no seguinte quadro.



$$CN = \frac{\sum CN_i \times A_{bi}}{\sum A_{bi}}$$

A porosidade e a condutividade hidráulica foram determinadas segundo a formula acima, substituindo o CNi por porosidade ou condutividade. A cada tipo de solo foi então atribuído a respectiva porosidade e condutividade hidráulica, segundo a tabela 3.1.2 resumida de Feldman (2000).

Tabela 3.1.2: Tabela resumida com os valores de porosidade e condutividade hidráulica utilizados para os diferentes tipos de solo.  
(adaptado Feldman, 2000)

Tipo de solo	Textura da Classe	Porosidade (%)	Condutividade Hidráulica (cm/h)	Coefficiente de absorção (cm)
A	Areia solta	0,437	6,11	14,2
B	Franco	0,463	1,32	31,5
C	Franco argiloso	0,464	0,23	44,6
D	Silte Argiloso	0,479	0,09	64,7

Os valores de armazenamento em depressão foram determinados segundo a equação abaixo e tendo em conta os valores típicos para as diferentes utilizações apresentados na tabela.

$$d = \frac{\sum_{i=1}^n d_i}{n}$$

Tabela 3.1.3: Valores do armazenamento em depressão atribuídos às diferentes utilizações do solo.  
(Fonte: Rossman, 2007)

Tecido urbano contínuo e redes viárias	0,0013 m
Industria e comércio	0,0015 m
Tecido urbano descontínuo	0,0020 m
Culturas e agricultura	0,0035 m
Sapais	0,0050 m
Florestas	0,0075 m

A área impermeável foi determinada considerando as estradas e o tecido urbano contínuo como 100% impermeáveis ( $f_i=1$ ), o tecido urbano descontínuo como 65% impermeável ( $f_i=0,65$ ) e a indústria e o comércio como 78% impermeável ( $f_i=0,78$ ). Multiplicaram-se as áreas, das diferentes ocupações, com o respectivo coeficiente impermeável ( $f_i$ ).

A percentagem de ocupação do solo foi determinada incluindo no urbano: o tecido urbano contínuo, o tecido urbano descontínuo, a indústria e o comércio e as redes viárias; na agricultura: todos os tipos de agricultura e culturas; na floresta: todos os tipos de florestas e matos; e no sapal: as lagunas litorais, as salinas e os sapais. Foi feita a percentagem em relação ao total da bacia.

### 3.2 Modelos hidrológicos

Para os modelos hidrológicos são necessários diferentes dados de entrada, nos quais, para além dos dados calculados para a caracterização hidrológica, são fundamentais dados de precipitação e evaporação, assim como dados relativos ao aquífero e à água subterrânea. Os valores de evaporação usados foram os fornecidos pelo Instituto de Meteorologia determinados na Universidade de Aveiro. A precipitação média em cada bacia foi determinada tendo em conta o número de estações meteorológicas existentes e o Método Inverso das Distâncias ao Quadrado, tendo-se obtido as seguintes fórmulas:

$$\bar{P} = \frac{1}{d_1 + d_2} (P_1 d_2 + P_2 d_1) \quad \text{para 2 estações}$$

$$\bar{P} = \frac{1}{d_1 d_2 + d_1 d_3 + d_2 d_3} (P_1 d_2 d_3 + P_2 d_1 d_3 + P_3 d_1 d_2) \quad \text{para 3 estações}$$

$$\bar{P} = \frac{1}{d_1 d_2 d_3 + d_1 d_3 d_4 + d_1 d_2 d_4 + d_2 d_3 d_4} (P_1 d_2 d_3 d_4 + P_2 d_1 d_3 d_4 + P_3 d_1 d_2 d_4 + P_4 d_1 d_2 d_3) \\ \text{para 4 estações}$$

Os dados das estações meteorológicas automáticas usados na determinação da precipitação média para cada bacia foram os da Universidade de Aveiro, os do INAG (a estação de Albergaria-a-Velha, da Gafanha da Nazaré, da Feira e de Vagos) e a estação automática do Baixo Vouga Lagunar (a estação de Canelas) entre Outubro de 2005 e Junho de 2007. Na figura 3.2.1 encontra-se a localização dessas estações meteorológicas automáticas assim como as estações fictícias, no centro de cada bacia, usadas para o cálculo da precipitação média em cada bacia. Os dados de evaporação usados foram os obtidos pelo Instituto de Meteorologia, medidos na Universidade de Aveiro entre Outubro de 2005 e Junho de 2007. Os dados de Precipitação e Evaporação encontram-se nas figuras 3.2.2 e 3.2.3 respectivamente.

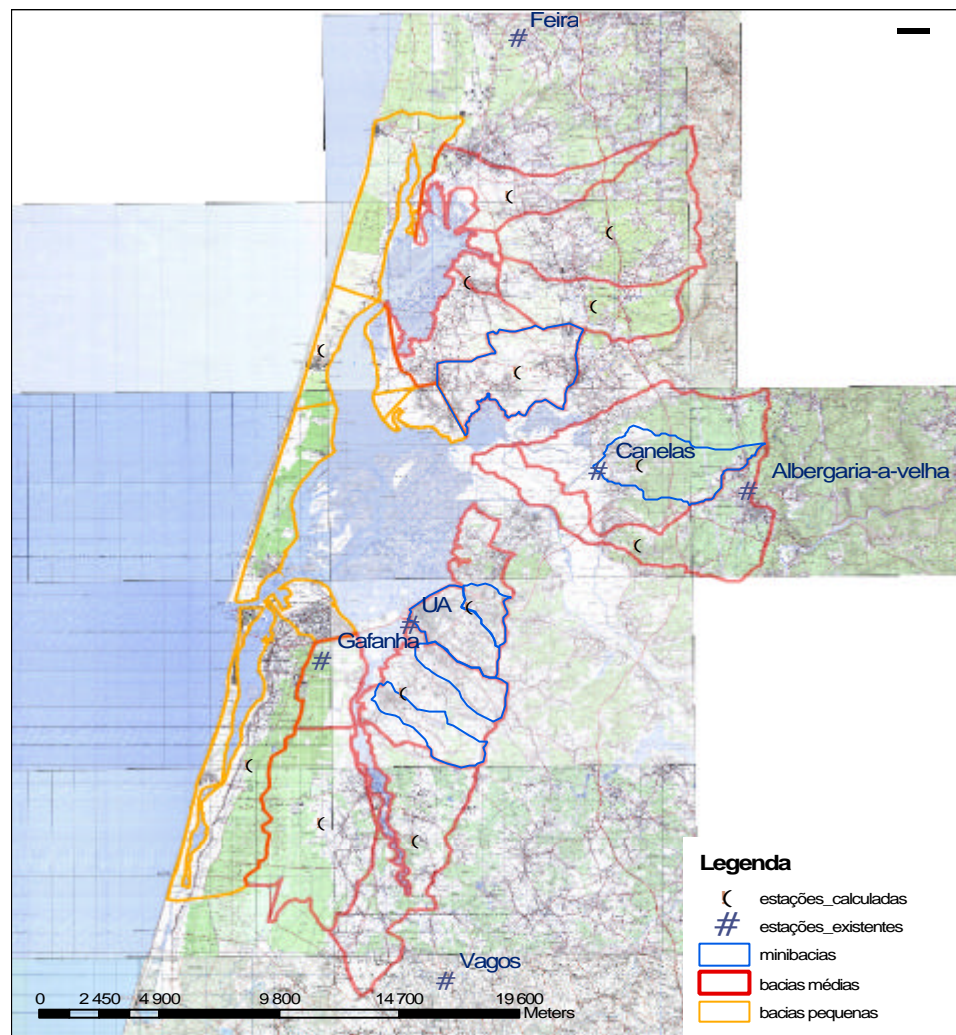


Figura 3.2.1: Mapa com as estações de amostragem existentes e as calculadas para cada bacia.

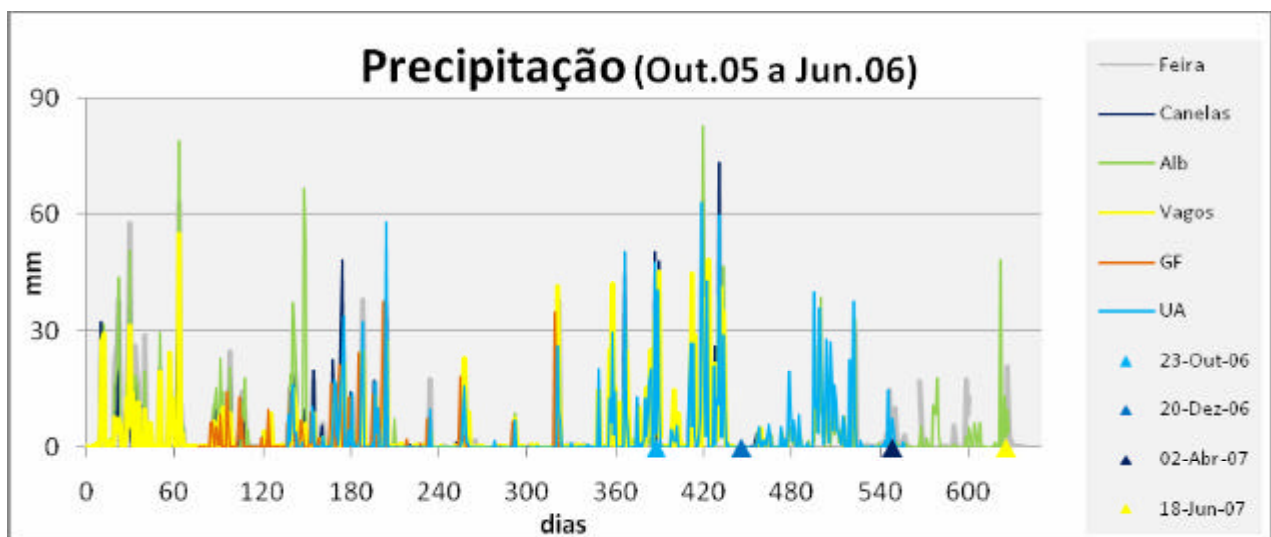


Figura 3.2.2: Valores da precipitação automática nas estações de amostragem entre Outubro de 2005 e Junho de 2006, assim como os dias amostrados.

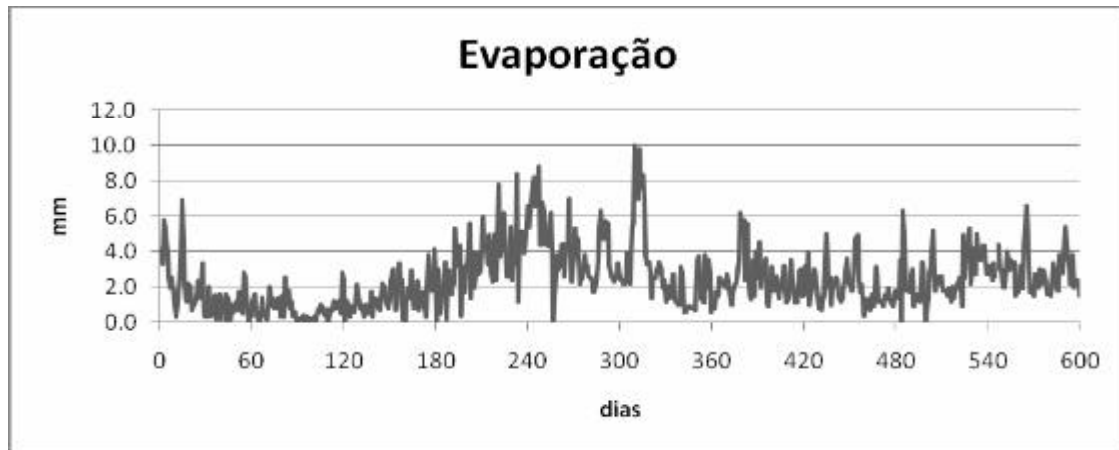


Figura 3.2.3: Valores da evaporação medidos na Universidade de Aveiro entre Outubro de 2005 e Junho de 2006.

### 3.2.1. Modelo em “Extend” para o balanço hídrico diário numa bacia

Foi usado um modelo, com base em Extend<sup>TM</sup>, criado para poder simular o caudal que se escoia diariamente nas linhas de água. O modelo apresenta 6 grupos de processos que intervêm no balanço de água, que é feito numa base diária na área de cada bacia:

- Cálculo da precipitação acumulada nos últimos cinco dias, do número de escoamento, da capacidade de armazenamento no solo e da perda inicial (método SCS);
- Cálculo da infiltração e do nível de água no aquífero;
- Cálculo da evapotranspiração potencial com base na evaporação medida;
- Cálculo da humidade no solo e da evapotranspiração efectiva;
- Cálculo do escoamento subterrâneo a partir da água armazenada no aquífero;
- Cálculo do excesso de precipitação, água sobre o solo e do caudal do rio.

Para determinar a precipitação em excesso que origina runoff o modelo aplica o método SCS. Este método parte da hipótese fundamental de que a razão entre a água infiltrada na bacia no decorrer da chuvada ( $F_a$ ), e a capacidade de armazenamento máxima da bacia (infiltração potencial -  $S$ ), é igual à razão entre a precipitação em excesso (que origina o escoamento superficial - runoff) e a diferença entre a precipitação e a perda inicial ( $P - P_i$  runoff potencial):

$$\frac{F_a}{S} = \frac{P_e}{P - P_i}$$

Note-se que este método foi desenvolvido para chuvadas intensas, que originem runoff, isto é, cuja intensidade de precipitação seja superior à velocidade de infiltração no terreno. Porém, foi aplicado a todas as chuvadas que ultrapassem a perda inicial.

Calculou-se o aumento da humidade do solo a partir da infiltração, subtraindo a evapotranspiração efectiva e a percolação. Caso a humidade do solo seja superior à

capacidade de campo há percolação, caso contrário não há percolação. A percolação alimenta o aquífero.

Para aplicar o método SCS a uma série de chuvadas (precipitação diária) começa por ser calculada a infiltração potencial para cada precipitação diária; depois é verificando se o nível de água no aquífero atinge o nível máximo; neste caso existe um excesso de infiltração que entra para o escoamento superficial.

### 3.2.1.1 Aplicação do método SCS para calcular o excesso de precipitação

Entende-se por perda inicial a fracção de precipitação que não dá origem a runoff nem a infiltração, ou seja, a fracção interceptada antes de atingir o solo e a retida superficialmente. Considerou-se que a perda inicial é nula caso tenha ocorrido precipitação no dia anterior. Caso contrário, a perda inicial relaciona-se com a perda inicial máxima (“perda potencial”), relação essa que depende da precipitação do dia corrente: são coincidentes, caso a “precipitação” do dia corrente seja superior ou igual a essa perda; caso a “precipitação” seja menor do que a “perda potencial”, a perda inicial é igual à “precipitação”. A “perda potencial” obtém-se multiplicando a capacidade de armazenamento por um factor empírico obtido com base em estudos efectuados em numerosas pequenas bacias, que foi considerado igual a 0,2.

A capacidade de armazenamento é determinada a partir do número de escoamento normalizado (“CN”), que por sua vez depende do tipo hidrológico do solo, do tipo de uso do terreno e das condições de humidade nos 5 dias precedentes ao passo considerado (AMC):

$$Capacidade(S) = \frac{25400}{CN} - 254$$

Para condições médias de humidade, “CN” é igual a “CN(II)” que se obtém em tabelas cujas entradas são o tipo hidrológico de solo e o tipo de uso do terreno (quadro 3.1.3). Foram calculados os valores médios para cada bacia, tendo por base os valores tabelados e as percentagens de tipo de uso do terreno em cada tipo de solo. Para condições de baixa humidade (precipitação acumulada nos 5 dias anteriores ao dia corrente inferior a 35.6 mm), “CN” obtém-se da seguinte forma:

$$CN = \frac{4.2 \times CN(II)}{10 - 0.058 \times CN(II)}$$

Para condições de alta humidade (precipitação acumulada nos 5 dias anteriores ao dia corrente superior a 58.3 mm), “CN” obtém-se da seguinte forma:

$$CN = \frac{23 \times CN(II)}{10 + 0.13 \times CN(II)}$$

Caso a perda inicial seja igual à precipitação, a infiltração é nula. Caso contrário, o modelo determina a infiltração da seguinte forma:

$$Infiltração = \frac{P - I_a}{P - I_a + S} \times S$$

### 3.2.1.2 Cálculo da Evapotranspiração

O modelo usa os valores de evaporação registados diariamente na tina evaporimétrica da estação meteorológica da Universidade de Aveiro, que são fornecidos num ficheiro de entrada. Estes valores são corrigidos através dum coeficiente de tina destinado a ter em conta a sobre-evaporação devida à quantidade de energia recebida por radiação e condução na pequena altura de água da tina, e o acréscimo de remoção da camada saturada (“efeito oásis”) devido à sua pequena área. Embora este factor varie com o local e a época do ano, foi considerado o valor constante de 0,85.

A evapotranspiração efectiva coincide com a evapotranspiração potencial (“EVT”) quando a precipitação é igual ou superior à “EVT”; caso contrário, é igual à soma da precipitação com a variação de humidade no solo. A evapotranspiração potencial define-se pela multiplicação da evaporação corrigida por um coeficiente que tem em conta a cobertura do solo que altera a velocidade com que a água é evapotranspirada do solo. O coeficiente da “EVT” é fixado com base na ponderação em área dos vários coeficientes relativos à cobertura vegetal para os diferentes usos do solo (floresta, agricultura, terreno impermeabilizado). Assumiu-se que na área agrícola que as culturas variam num ciclo anual com o máximo (1,2) em Maio e o mínimo (0,4) em Setembro. Para as áreas impermeabilizadas considerou-se que, quando não ocorre precipitação, a evapotranspiração é nula.

A evapotranspiração é satisfeita a partir da humidade do solo, quando a precipitação é insuficiente. Nos períodos com deficit de água a humidade do solo pode limitar a evapotranspiração efectiva “EVE”. Nestes períodos considera-se que a humidade do solo diminui exponencialmente no tempo, partindo da capacidade de campo. A “EVE”, quando não ocorre precipitação, corresponde à variação de humidade do solo calculada com base no déficit acumulado. A capacidade de campo é considerada 20% da capacidade de armazenamento máxima da bacia, que se verifica quando o solo está seco, ou seja, para condições de humidade pertencentes à classe AMC I.

### 3.2.1.3 Representação da água no solo e no aquífero

O volume de água armazenada no aquífero (mm) resulta da percolação do excesso de água no solo, relativamente à capacidade de campo. O nível de água no aquífero “n-freático”, admitindo que é superior ao das linhas de água, é calculado levando em conta a porosidade. É fixado um valor máximo para o nível freático que leva em conta a diferença entre a cota do terreno e a cota da linha de água.



O caudal de água subterrânea “Q-sub”, suposto constante durante cada passo temporal, é obtido a partir do volume de água armazenada no aquífero, e é determinado pela Lei de Darcy, admitindo: a área da secção do escoamento subterrâneo corresponde a uma fracção da área da bacia que depende do nível freático; o declive da superfície freática é igual ao declive médio do terreno “S-f”; a velocidade de Darcy “K-darcy” é considerada constante já que se assume que as características de porosidade do aquífero são homogéneas.

### **3.2.2 Modelo SWMM para o escoamento superficial**

O modelo representa 6 grupos de processos principais:

- Cálculo da precipitação eficaz. Cálculo do escoamento directo (runoff) que entra no nó de entrada da conduta;
- Cálculo da água evaporada, com base em dados de evaporação;
- A evapotranspiração efectiva é calculada como uma fracção fixa da evaporação que não foi realizada por não existir água sobre a superfície;
- Cálculo da infiltração (método SCS, de Horton, ou de Green Ampt);
- Cálculo do nível no aquífero considerando a entrada de água por percolação e o caudal de água subterrânea (saída ou entrada) para o nó de entrada da conduta;
- Cálculo do caudal escoado nas condutas aplicando método dinâmico, ou cinemático ou de estado estacionário.

Para aplicar o modelo escolheu-se o método SCS para a infiltração e de estado estacionário para o escoamento nas condutas (linhas de água).

O modelo foi configurado “Categories / Options / General” para usar unidades de caudal “cms”, foi escolhido o método Curve Number em “infiltration model”, o método Steady Flow em “routing method”. Em “Categories / Options / Dates” foram introduzidas as datas de início e de final da simulação. Foram fixados os passos temporais em “Categories / Options / Time steps”

- Reporting -1 dia
- Runoff dry weather – 1 hora
- Runoff wet weather – 15 min
- Routing - 3600

As linhas de água foram representadas em “Categories / Hydraulics / Links / Conduits” escolhendo:

- Nós (node) de entrada e de saída de cada conduta
- A elevação da conduta em relação ao fundo do nó “Offset”
- A forma da secção rectangular (shape) e introduzindo as dimensões típicas

- O comprimento da conduta foi considerado igual ao comprimento de linhas de água não efémeras

As ligações entre a sub-bacia, o aquífero e outras condutas foram representadas em “Categories / Hydraulics / Nodes / Junctions” escolhendo:

- A cota do fundo do nó (invert elevation)

O nó de saída de uma conduta para o meio receptor foi representado em “Categories / Hydraulics / Nodes / Outfalls” escolhendo:

- A cota do fundo do nó

A precipitação que ocorre na área é fornecida para o período de simulação com uma série temporal colada no editor “Categories / Time series” (a partir de dados em Excel).

Os valores de precipitação foram fornecidos com a data, para as 9 horas, em mm/h calculados a partir da precipitação total observada em 24 horas. Este valor é considerado constante durante o tempo de registo definido em “Rain gage”.

### **3.3 Estratégia de amostragem (Monitorização)**

Tendo em conta a lei da Água (o DL 77/2006), as águas superficiais deste trabalho pertencem à categoria das águas de transição e à eco-região 1, correspondendo ao oceano Atlântico, segundo o mapa B do anexo XI da DQA. É do tipo polihalino (salinidade média varia entre 18 e 30‰) e a amplitude média das marés é de 2 a 4m. Os elementos de qualidade para a classificação do estado ecológico das águas de transição encontram-se no anexo V do DL 77/2006, sendo os elementos hidromorfológicos: a variação da profundidade; a quantidade, estrutura e substrato do leito; a estrutura da zona intermareal; fluxo de água doce; e exposição às vagas. Os elementos químicos e físico-químicos são: a transparência ou turvação, as condições térmicas (Temperatura); as condições de oxigenação (oxigénio dissolvido); a salinidade; condições relativas aos nutrientes; poluentes específicos resultantes de substâncias prioritárias ou outras substâncias descarregadas na massa de água.

Um elemento fundamental para avaliar os recursos hídricos a nível qualitativo é o conhecimento das cargas poluentes que são geradas nas bacias hidrográficas, e que representam as pressões exercidas sobre as massas de água, como resultado das diferentes actividades socioeconómicas que existem no território. Para além das condições naturais das bacias, estas cargas poluente, que traduzem as pressões, determinam o estado da qualidade dessas massas e o impacto que esse estado pode causar na saúde pública e nos ecossistemas. A contaminação das águas superficiais pode ter várias origens, como por exemplo, a agricultura, a indústria, os animais e também a acção do Homem.

As práticas agrícolas de regadio e de sequeiro são as principais fontes responsáveis pela poluição difusa. As substâncias mais comuns associadas a este tipo de contaminação pertencem ao grupo dos fertilizantes, adubos e pesticidas aplicados na agricultura, à matéria

orgânica e às substâncias tóxicas ligadas tanto às actividades pecuárias como aos efluentes urbanos ou a determinadas actividades industriais. A utilização excessiva dos fertilizantes e adubos nas actividades agrícolas provoca a contaminação das águas por nitratos. A aplicação de estrumes contribui igualmente para o aumento de nitratos, devido à nitrificação do amónio resultante da fermentação de compostos orgânicos azotados, e outros compostos inorgânicos, para além de provocar contaminação microbiológica. Os pesticidas podem ser considerados como substâncias tóxicas e perigosas e como tal necessitam de uma monitorização. A avaliação das cargas poluentes de origem industrial é feita com base na determinação das cargas poluentes geradas e das respectivas cargas afluentes às linhas de água. É necessário ter em conta as instalações que descarregam directamente os seus efluentes para o meio receptor com ou sem tratamento prévio. A deposição desordenada de resíduos é uma fonte importante de contaminação de solos, de linhas de água e de reservas aquíferas.

Os parâmetros habitualmente usados na avaliação da contaminação difusa sobre os recursos hídricos são o fósforo (P) e o azoto (N). A análise dos nitratos permite-nos determinar a contaminação proveniente da utilização de fertilizantes e estrume por parte das actividades agrícolas. Para o cálculo das cargas geradas pela população residente, utilizam-se capitações médias expressas em BOD<sub>5</sub>, em CQO, em SST, em NH<sub>3</sub> e P<sub>total</sub>. Os maiores riscos associados à poluição da água provêm da contaminação fecal dos excrementos de animais de sangue quente, incluindo o Homem.

Os microorganismos são agentes activos da capacidade autodepuradora dos sistemas aquáticos e dos sistemas resultantes da presença das águas contaminadas e poluídas, podendo também ser agentes de poluição hídrica. A autodepuração é a restauração, por processos naturais, do estado natural de um curso ou massa de água, após a descarga de matéria orgânica poluente. A quantidade de matéria orgânica que um curso pode assimilar é limitada pela disponibilidade de OD. O OD é um indicador de poluição por meio de resíduos orgânicos e é indispensável aos organismos aeróbios. Em condições normais, a água contém OD. As águas com baixos teores de OD indicam que receberam matéria orgânica. A decomposição desta por bactérias aeróbias é geralmente acompanhada pelo consumo e redução do OD na água, dependendo da capacidade de autodepuração do efluente. Os teores de OD podem atingir valores muito baixos, até mesmo zero, extinguindo-se os organismos aquáticos aeróbios e podendo ocorrer o desenvolvimento de bactérias facultativas ou anaeróbias. Os teores de OD dependem de factores como a turbidez, efluentes domésticos e industriais, altitude, temperatura, da velocidade do seu consumo, entre outros. Se houvesse entrada de matéria orgânica, os níveis de OD seriam baixos, uma vez que teria sido consumido o OD presente na água.

A determinação do BOD permite fazer uma estimativa da fracção oxidável dos materiais biológicos presentes nos efluentes, sendo este a quantidade de oxigénio necessária para a oxidação da matéria orgânica por acção das bactérias aeróbias. A decomposição da matéria orgânica presente na água é feita pelas bactérias aeróbias, isto é, quanto mais matéria houver,

mais essas bactérias se reproduzirão, ocasionando por sua vez um decréscimo nas taxas de OD. O lançamento de efluentes domésticos, ricos em matéria orgânica, provoca um enriquecimento do meio aquático, designado de eutrofização e isso influencia directamente os teores de OD e BOD. O BOD é inversamente proporcional ao OD; quanto menor for a quantidade de OD presente no meio para estabilização da matéria orgânica, maiores serão os teores de BOD.

As bactérias aeróbias predominam nos cursos de água naturais e são largamente responsáveis pelos processos auto-depurativos. Os processos aeróbios são bioquimicamente eficientes originando como produtos finais compostos quimicamente simples e altamente oxidados, isto é, que promovem a mineralização completa da matéria orgânica.

Nos ecossistemas aquáticos naturais, é importante saber a quantidade de BOD, de modo a assegurar um teor de oxigénio suficiente, durante o processo de tratamento, para que se possa garantir a oxidação completa da matéria orgânica e assegurar que as águas receptoras não fiquem desoxigenadas, o que teria como resultado a morte da fauna e flora naturais.

A avaliação físico – química envolveu a medição da Temperatura, do pH, do Oxigénio Dissolvido (OD), assim como a análise da Carência Bioquímica de Oxigénio (BOD<sub>5</sub>), da Condutividade, da salinidade, da turvação, da clorofila, dos Sólidos Suspensos Totais (SST) e Sólidos Suspensos Voláteis (SSV) e dos seguintes nutrientes: a Amónia (NH<sub>3</sub>), os Nitratos (NO<sub>3</sub>), o Fósforo total (P<sub>total</sub>) e os fosfatos. A avaliação microbiológica envolveu a medição das bactérias enterococcus e E.Coli. O Cádmio e o Zinco foram avaliados como sendo substâncias relacionadas com a descarga de efluente industrial.

Os parâmetros serão comparados com os valores legislados para uso balnear segundo o anexo XV do DL 236/98 (ver anexo II) e segundo o quadro do INAG (ver anexo III) para usos múltiplos.

### **3.3.1 Locais de Amostragem**

A qualidade da água foi determinada em linhas de água (cujas respectivas áreas de drenagem correspondem às bacias dos pontos de amostragem) que apresentavam influência industrial, agrícola e urbana. Foram colhidas amostras inicialmente em quatro locais, tendo sido posteriormente alterados consoante os resultados obtidos e finalmente seleccionados dez locais de amostragem. Os pontos de amostragem encontram-se situados em esteiros da Ria ou nos troços mais a jusante das massas de água e correspondem:

#### **Influência urbana :**

1 – Esteiro de Ílhavo; 2 – Esteiro de S.Pedro; 3 – Bóias, Ribeira de Aradas; 4 – Santos Mártires, ponte da Dubadora (Canal central de Aveiro); 5 – Eclusa/Canal de S. Roque (Canal central de Aveiro); 6 – Esteiro de Esgueira; 7 – Ribeira de Esgueira;

#### **Influência agrícola:**

8 – Esteiro de Canelas; 9 – Ribeira de Canelas; 10 – Esteiro da Barbosa;

#### **Influência Industrial:**

11 – Esteiro de Estarreja.

Na figura 3.3.1.1 mostra-se a relação entre os locais de amostragem e as áreas drenadas pelas respectivas massas de água.

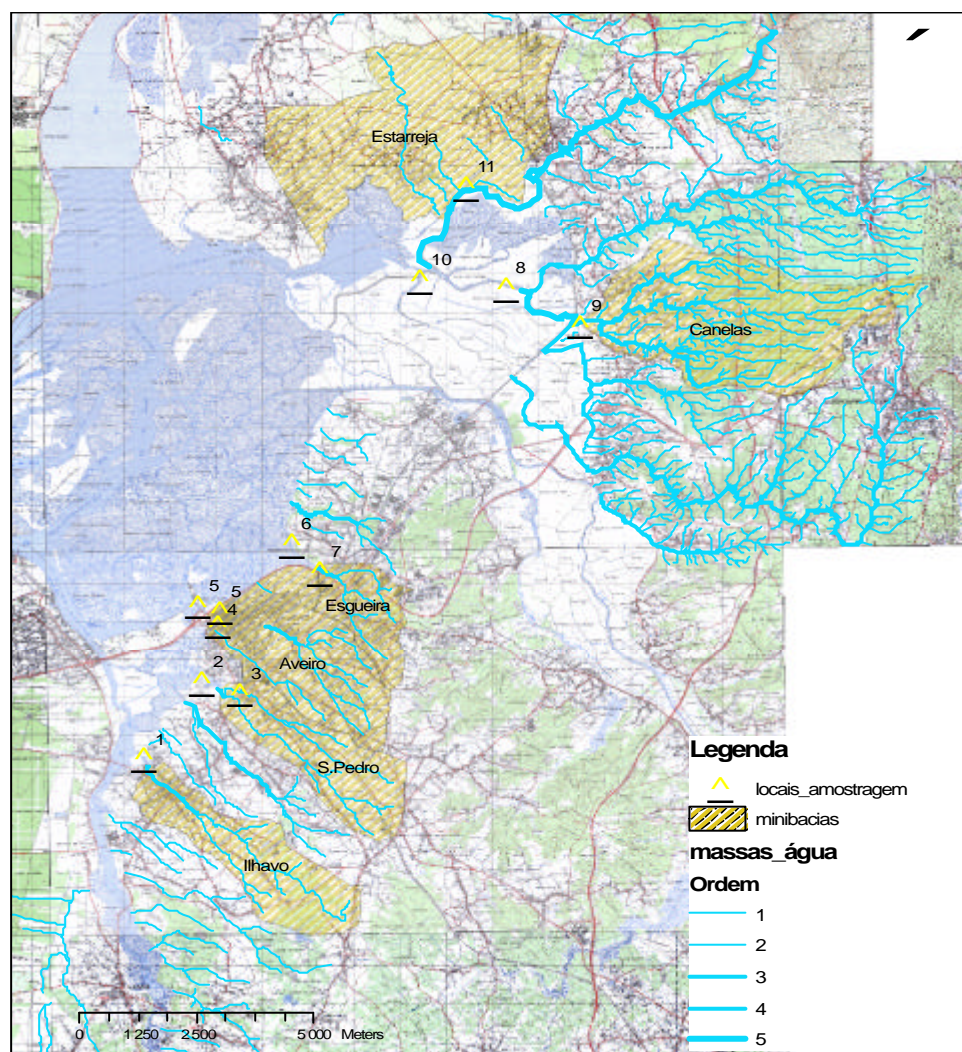


Figura 3.3.1.1: Mapa com os locais de amostragem e as áreas correspondentes. Foram tiradas fotografias de alguns locais de amostragem como se verifica nas figuras seguintes.





Figura 3.3.1.2: Fotografias com os locais de amostragem (local 1, 2, 3, 4 e 6)



Figura 3.3.1.3: Fotografias com os locais de amostragem (local 7, 8, 9, 10 e 11).

### **3.3.2 Parâmetros de amostragem**

Nos locais de amostragem foram colhidas amostras de água para análise físico – química e de substâncias perigosas (metais). No local de amostragem, foram medidos de imediato a temperatura e o oxigénio dissolvido. No laboratório mediu-se, no mesmo dia, a condutividade, a salinidade, o pH, a turvação e a clorofila. Procedeu-se também à determinação do consumo bioquímico de oxigénio (BOD<sub>5</sub>), da amónia (NH<sub>4</sub>), dos nitratos (NO<sub>3</sub>), dos sólidos suspensos totais

(SST), do fósforo total ( $P_t$ ) e solúvel ( $P_s$ ) e do cádmio (Cd) e zinco (Zn) totais. Os métodos utilizados foram os descritos no “Standard Methods” (Clesceri *et al*, 1995). Foram mandadas para análise, as amostras para a determinação dos parâmetros microbiológicos: o número de bactérias E.Coli e de enterococcus no Laboratório Avelab e amostras para a análise dos metais Arsénio, Níquel, Crómio, Cobre, Cádmio e Zinco no Laboratório Central, que foram escolhidos de acordo com o limite de detecção do método ICP e a qualidade mínima (tabela 3.3.2.1). Na ribeira de Canelas mediu-se o escoamento, ou seja o caudal segundo a técnica de traçadores. Esses resultados serão posteriormente comparados com os valores dados pelo modelo hidrológico.

Tabela 3.3.2.1: Tabela com concentrações típicas de alguns metais em águas muito poluídas e pouco poluídas e os correspondentes limites de detecção por ICP.

Metal	Qualidade segundo o DL 236/98		ICP
	Muito poluído ( $\mu\text{g/L}$ )	Sem poluição ( $\mu\text{g/L}$ )	Limite detecção ( $\mu\text{g/L}$ )
Arsénio	100	10	50
Cádmio	10	1	4
Chumbo	50	50	40
Crómio	50	10	10
Cobre	100	20	6
Mercúrio	1	0.5	-
Níquel	50	-	15
Selénio	-	5	75
Zinco	500	300	2

### 3.3.3 Métodos de análise dos parâmetros

Antes do início das amostragens e da saída para o terreno, é necessário preparar nos dias anteriores, o material necessário para a recolha e preservação das amostras, assim como para a análise dos parâmetros.

#### 1º passo: Preparar os reagentes para a análise dos diferentes parâmetros

Para cada análise será necessário preparar os reagentes necessários para a sua realização, para isso, ver cada procedimento no anexo.

#### 2º passo: Lavagem do material para 10 locais de amostragem

- Lavar 10 frascos de plástico para o transporte das amostras;
- Lavar 10 frascos de vidro ou de Winkler, com detergente e passar por água destilada, para a análise do BOD<sub>5</sub>;
- Lavar 20 frascos de vidro com HCl 1:1 e passar posteriormente por água destilada para a análise do fósforo total, metais, fosfatos e nitratos;
- Preparar 10 cadinhos calcinados: filtrar 10 filtros de fibra de vidro com água destilada e levá-los, no respectivo cadinho, à mufla a 550°C durante 15 minutos.

#### 3º passo: Procedimento de recolha



- Antes da colheita, lavar o recipiente de recolha e o frasco de plástico para o armazenamento da amostra, com a respectiva amostra;
- Transferir a amostra do recipiente de recolha para os frascos de plástico;
- Determinar os seguintes parâmetros com a sonda calibrada num ambiente húmido:
  - Oxigénio dissolvido, OD (% e ppm)
  - Temperatura, T

#### **4ºpasso: Armazenamento e preservação das amostras**

- Encher cerca de 150mL cada frasco de vidro, lavado previamente com HCl, com a amostra para a análise do fósforo total e dos metais, acidificado com 3gotas (0,15mL) de ácido clorídrico concentrado, HCl (pH  $\leq 2$ ) e armazenar no frio. É preferível armazenar amostra a 4°C sem qualquer adição;
- Encher cerca de 300mL cada frasco de vidro, previamente lavado com HCl, com amostra filtrada para a análise de Nitratos e dos fosfatos, a 4°C sem qualquer adição.

Nota: Usar o filtrado dos SST.

- Guardar a restante amostra no frio para a análise dos sólidos.

Nota: Se análise ocorrer no período de 24 horas, as amostras não necessitam de serem acidificadas.

#### **5ºpasso: Análise química dos parâmetros (no laboratório)**

A determinação do BOD<sub>5</sub>, da amónia, dos nitratos, dos SST e dos SSV, da clorofila, do fósforo total e solúvel, dos metais (Cd e Zn) e do caudal encontram-se descritos no anexo IV.

- Determinar o BOD<sub>5</sub>;
- Determinar os seguintes parâmetros com as respectivas sondas calibradas:
  - pH
  - Condutividade ( $\mu\text{Scm}^{-2}$ ) e salinidade (‰)

Nota: Calibrar o eléctrodo do pH com as soluções de pH 7 e 4 respectivamente, e o eléctrodo da condutividade com uma solução de KCl 0,0100M. A partir da condutividade é calculada a salinidade em partes por mil.

- Determinar os seguintes parâmetros com o fluorímetro:

- Turvação
- Clorofila

Nota: O fluorímetro foi calibrado com uma solução de 40NTU para a medição da turvação (canal B) e com um padrão secundário de 10  $\mu\text{g/L}$  para a medição da clorofila a (canal A).

- Determinar os SST, para poder preservar a amostra filtrada para análise futura dos fosfatos e nitratos;
- Determinar amónia (método fluorimétrico), no máximo no dia seguinte;
- Determinar os Fosfatos, no dia seguinte;
- Determinar o Fósforo total;

- Determinar a Clorofila (se necessário);
- Determinar os Nitratos;
- Determinar os metais (Cd e Zn);

#### **3.3.4 Datas de Amostragem**

A primeira amostragem foi realizada dia 23 de Outubro de 2006, após um Verão seco; a segunda foi realizada em 20 de Dezembro de 2006, após um período de chuvadas intensas; a terceira em 2 de Abril de 2007, num período de chuva; a quarta em 18 de Junho de 2007, quando o caudal do escoamento superficial era mais reduzido.

## Capítulo 4 – RESULTADOS E DISCUSSÃO

O trabalho incidiu sobre as bacias das linhas de água que drenam directamente para a Ria de Aveiro, excluindo os rios principais (Cáster, Antuã, Vouga, Boco e Valas de Mira). Na área de estudo foram identificadas bacias médias que são drenadas por ribeiras (linhas de água perenes ou intermitentes) e bacias pequenas que são drenadas por linhas de água efémeras, como se verifica na figura 4.1.

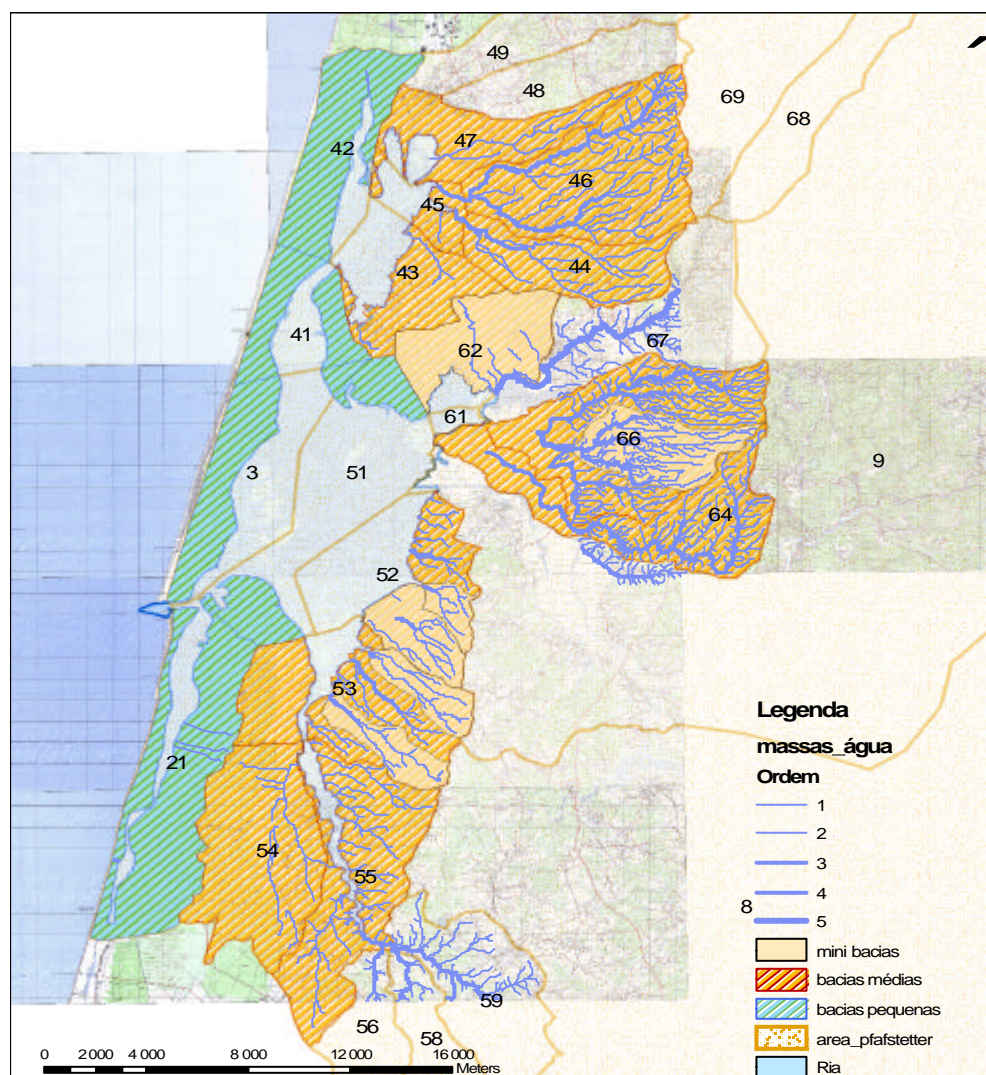


Figura 4.1: Mapa com a delimitação e geocodificação do limite Pfafstetter para a região da Ria de Aveiro, assim como das bacias médias, pequenas e mini bacias, e o limite da respectiva Ria de Aveiro.

Esta figura mostra também as entradas das maiores bacias que correspondem aos grandes rios com os seguintes códigos: Rio Cáster, 48 e 49; Rio Antuã, 67 a 69; Rio Vouga, 7 a 9; Rio Boco, 56 a 59 e Valas de Mira, 22 a 29.

As bacias médias que incluem linhas de água de ordem superior ou igual 2, possuem os seguintes códigos: 47 (Ribeiro do Seixo), 46 (Rio Negro e Rio Gonde), 44 (Rio Fontela), 62 (linhas de água de Estarreja), 66 (Rio Jardim e Ribeira de Canelas), 64 (Ribeira do Fontão), 52 (linhas de água de Aveiro), 53 (linhas de água de Ílhavo), 54 (Vala Real) e 55 (linhas de água de Vagos).

As bacias pequenas, que só incluem linhas de água efémeras, correspondem ao cordão litoral do Furadouro a Mira, com os códigos 42, 41 e 3 (Costa Norte) e 21 (Costa Sul), Murtosa (Bunheiro) e Estarreja (Pardilhó) com os códigos 43 e 45 e Murtosa (Bico da Murtosa) e Gafanha da Nazaré com o código 51.

As seis mini bacias representam as bacias correspondentes aos pontos de amostragem, sendo estas as mais representativas dos diferentes impactos existentes, tendo a bacia de Estarreja um impacto industrial, a bacia de Canelas e de S. Pedro um impacto devido à agricultura, a bacia de Esgueira impacto doméstico e industrial, e as bacias de Aveiro e Ílhavo impacto doméstico.

Uma vez delimitadas essas bacias, assim como as mini bacias representadas pelos pontos de amostragem, foi feita a sua caracterização a nível hidrológico, e determinado o escoamento superficial com base no balanço hídrico, assim como a qualidade da água.

#### **4.1 Caracterização hidrológica**

As figuras 4.1.1, 4.1.2 e 4.1.3, elaboradas com o Arcmap, mostram o uso e o tipo de solo, assim como o modelo digital do terreno para a área de estudo.

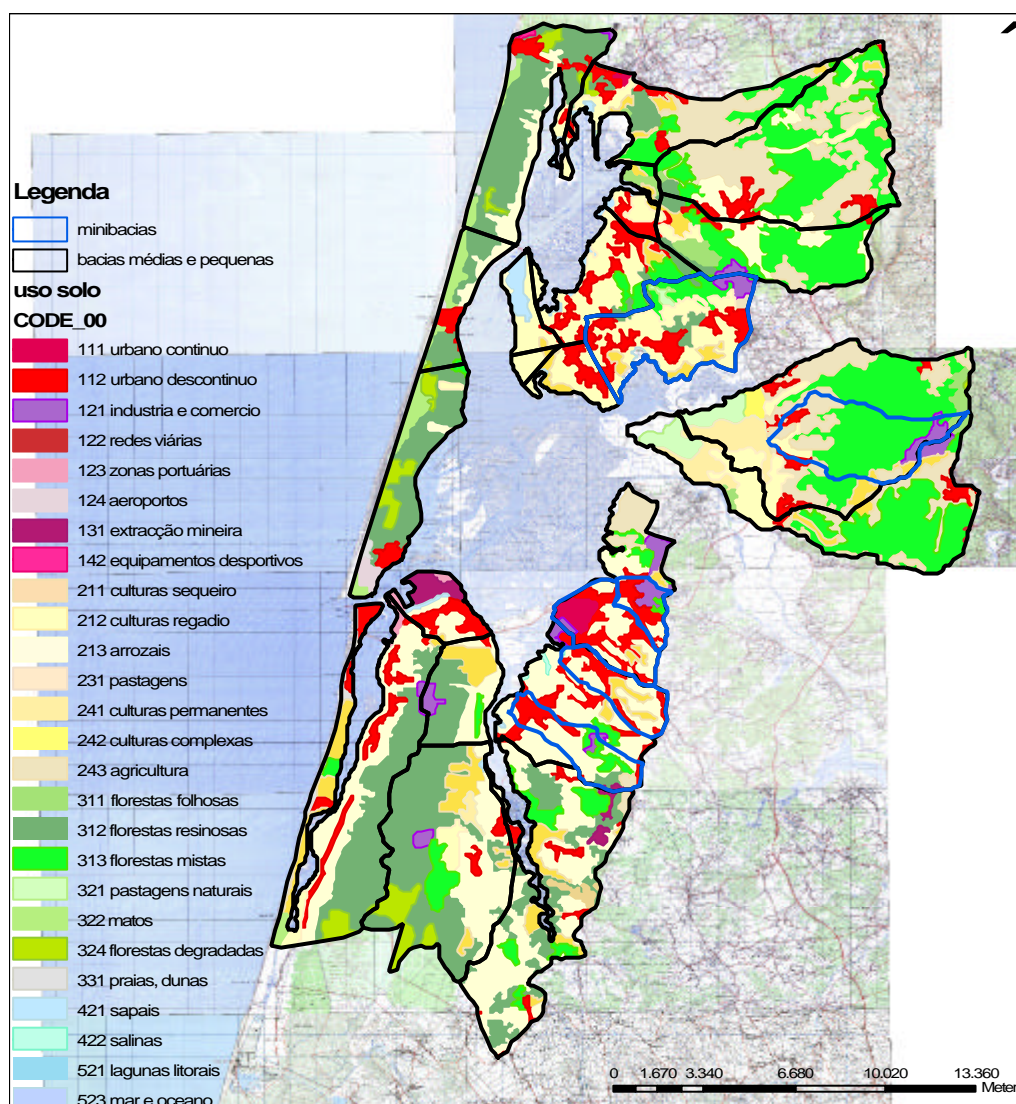


Figura 4.1.1: Mapa com o uso do solo para a área em estudo.

Na figura do uso do solo, verifica-se que a nossa área de estudo é sobretudo constituída por florestas (manchas verdes) e por agricultura e culturas (manchas amarelas). As florestas do tipo resinosa (verde escuro) encontram-se sobretudo na costa e entre os canais de Mira e do rio Boco, correspondendo a oeste e sudoeste. As florestas folhosas situam-se principalmente nas cabeceiras das bacias entre os canais de Ovar e do Vouga, ou seja, a nordeste. A agricultura está um pouco espalhada por toda a área. Quanto às áreas urbanas (cor vermelha, rosa e roxa) estas situam-se de um modo geral em redor da Ria. Na tabela estão apresentadas as áreas em percentagem do tipo de utilização mais frequente na área de estudo, sendo esta dominada por aproximadamente 42% pela zona agrícola e em menor grau pelo sapal correspondendo a uma área de 8,5%.



Tabela 4.1.1: Percentagem do uso do solo para a área de estudo.

Tipo	Área (%)
Urbano	15,1
Agrícola	42,1
Floresta	34,3
Sapal	8,5

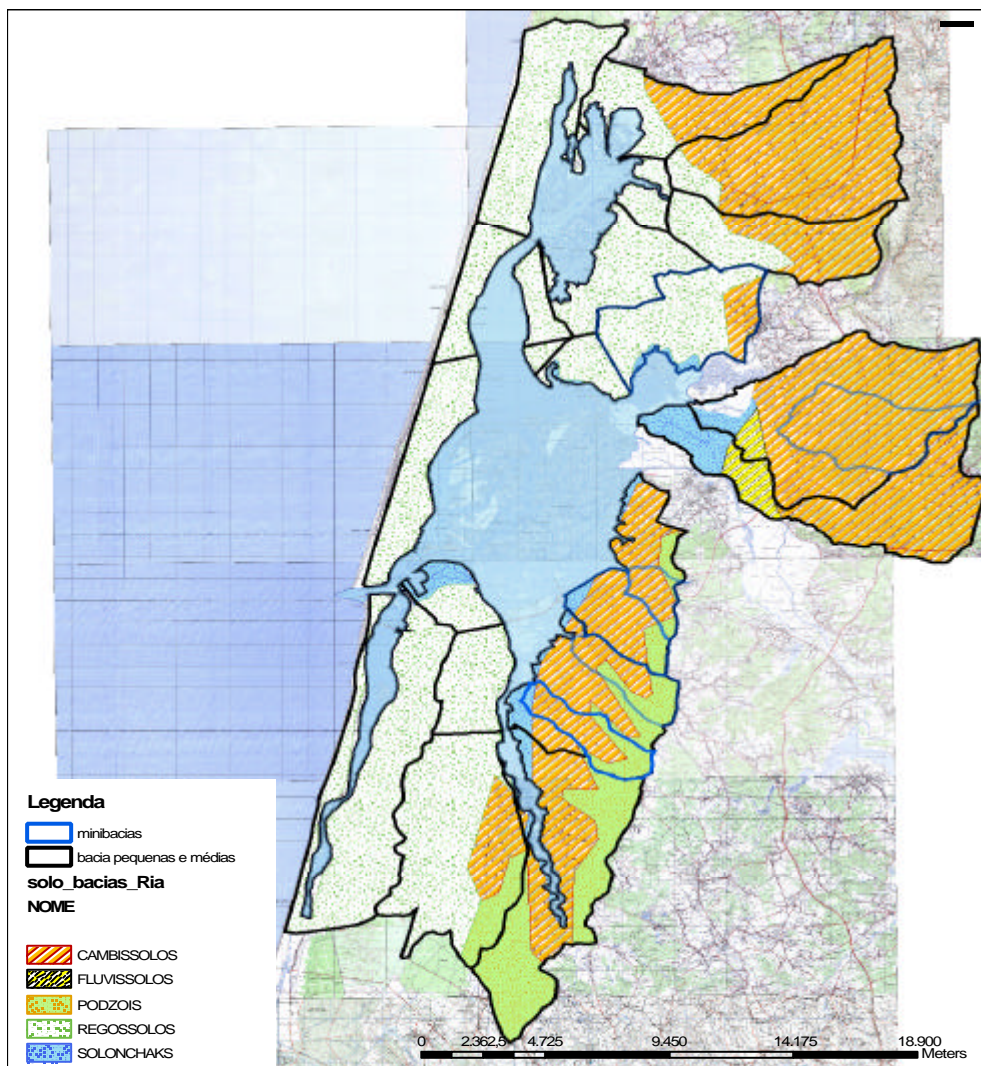


Figura 4.1.2: Mapa com o tipo de solo para a área em estudo.

Nesta figura verifica-se que uma grande parte da área de estudo é do tipo Regossolos e outra do tipo Cambissolos, abrangendo a primeira as zonas a noroeste e alguma parte das bacias a nordeste, e sudoeste, enquanto a ultima abrange as cabeceiras das bacias a nordeste e o centro das bacias a sudeste. Nas bacias a sudeste as cabeceiras são do tipo Podzóis. Na tabela abaixo apresenta-se os valores das áreas dos solos em percentagem, sendo de facto a área de estudo dominada por 44% do tipo Regossolos e 41% do tipo Cambissolos.

Tabela 4.1.2: Percentagem do uso do solo para a área de estudo.

Nome	Área (%)
Cambissolos	41,1
Fluvissolos	1,6
Podzóis	7,5
Regossolos	44,3
Solonchanks	5,5

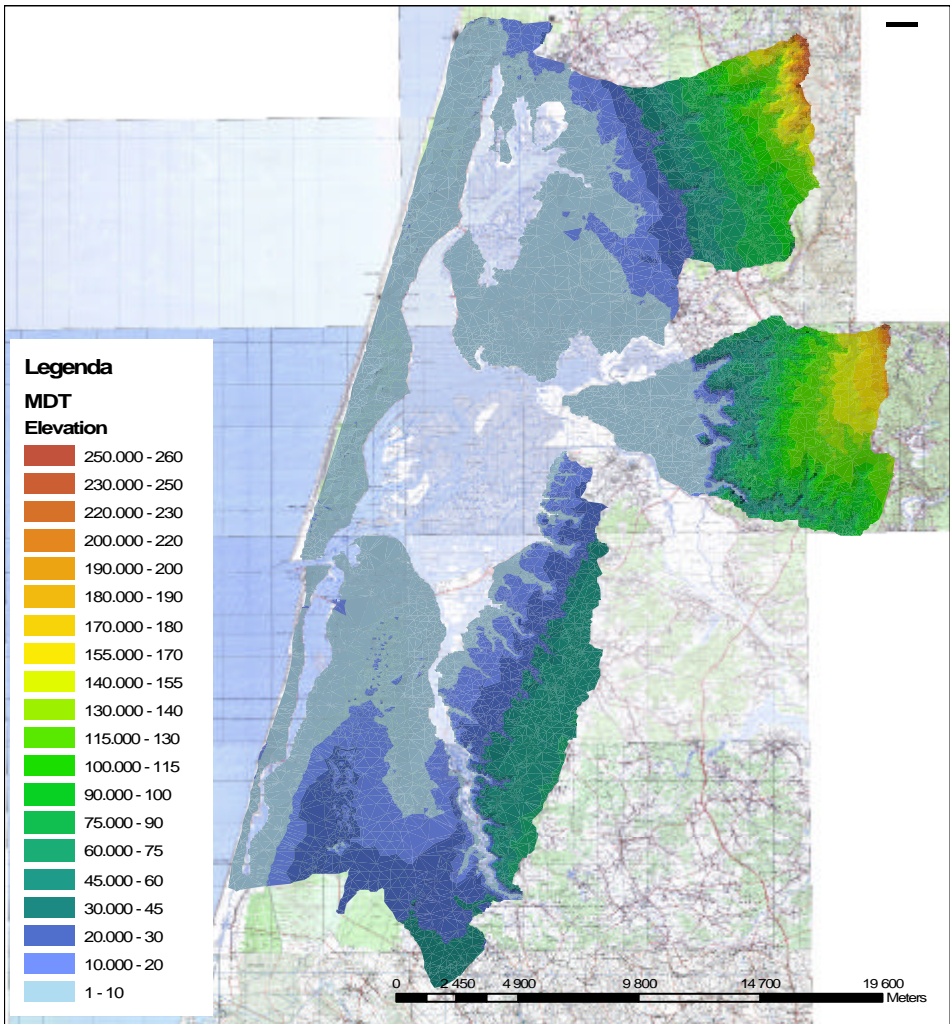


Figura 4.1.3: Mapa com o modelo digital do terreno (MDT) obtido a partir das bacias médias e pequenas (área de estudo), das curvas de nível e dos pontos altos.

Nesta figura é possível observar uma faixa do lado oeste, correspondendo à costa a Norte e a Sul da embocadura, que possui muito pouca inclinação, sendo uma zona onde o escoamento livre tanto pode ir para a Ria como para o oceano. A área entre os canais de Ovar e do Vouga, a zona Nordeste, é caracterizada por uma acentuada inclinação marcada pelos vales das massas de água que nascem a Este e correm para Oeste desaguando na Ria de Aveiro. Verifica-se uma

grande área plana, caracterizada por sapal nos vales dessas massas de água. As bacias da zona Sudeste, entre os canais do Rio Vouga e do rio Boco apresentam uma inclinação menos acentuada, descarregando as suas massas de água na Ria de Aveiro. As bacias a Sul, entre os canais do rio Boco e Mira possuem uma pequena amplitude, sendo praticamente zona de sapal constituída maioritariamente por valas.

#### 4.1.1. Mini bacias que correspondem aos pontos de amostragem

Tabela 4.1.1.1: Tabela resumo com as características geométricas das mini bacias.

Bacias	Características geométricas					
	P (km)	A (km <sup>2</sup> )	L (km)	I (km)	Kc	Kf
<b>Estarreja</b>	22,5	21,8	11,6*	1,89	1,35	0,16
<b>Canelas</b>	19,9	17,2	25,17	0,68	1,34	0,03
<b>Esgueira</b>	9,58	3,89	2,90	1,34	1,36	0,46
<b>Aveiro</b>	14,4	10,2	5,80	1,76	1,26	0,30
<b>S.Pedro</b>	12,8	7,23	7,00	1,03	1,33	0,15
<b>Ílhavo</b>	15,2	8,13	6,67	1,22	1,49	0,18

Nota: O valor com o \* representa linhas de água de ordem 1, uma vez que não existe ordem superior.

Segundo as características geométricas das mini bacias, verificamos que estas bacias são pequenas com áreas compreendidas entre os 4 e os 22km<sup>2</sup>, e os 10 e 23km de perímetro para as bacias de Esgueira e de Estarreja respectivamente. A bacia de Aveiro possui o Kc mais baixo (1,26) e o Kf mais elevado (0,46), pelo que esta bacia terá uma forma próxima da circunferência e será mais sujeita a cheias. A bacia de Ílhavo por sua vez possui o maior Kc (1,49), apresentando assim uma forma mais alongada.

Tabela 4.1.1.2: Tabela resumo com as características do sistema de drenagem das mini bacias.

Bacias	Características de drenagem			
	Ordem principal	^(km)	? (kmkm <sup>-2</sup> )	Ps (km)
<b>Estarreja</b>	1	11,6	0,53	0,47
<b>Canelas</b>	4	60,8	3,54	0,07
<b>Esgueira</b>	3	7,07	1,82	0,14
<b>Aveiro</b>	3	16,7	1,64	0,15
<b>S.Pedro</b>	3	14,7	2,05	0,12
<b>Ílhavo</b>	3	12,9	1,59	0,16

Quanto ao sistema de drenagem das mini bacias, a bacia de Canelas possui o maior grau de ramificação (ordem 4) e a maior densidade de drenagem, com 3,54kmkm<sup>-2</sup> indicando uma boa densidade de drenagem. Contrariamente o percurso médio do escoamento superficial é o mais baixo com 0,07km. Do lado oposto temos a bacia de Estarreja, com o menor grau de ramificação (ordem1) e a menor densidade de drenagem (0,53kmkm<sup>-2</sup>). Pelo que esta bacia tem uma fraca densidade de drenagem. No entanto o percurso médio do escoamento superficial é o mais elevado com 0,47km.



Tabela 4.1.1.3: Tabela resumo com os valores do índice de terreno ( $I_t$ ) e das massas de água ( $I_a$ ) para as mini bacias.

Bacias	$I_t$	$I_a$
Estarreja	0,013	0,002
Canelas	0,016	0,017
Esgueira	0,007	0,005
Aveiro	0,010	0,009
S.Pedro	0,009	0,009
Ílhavo	0,008	0,008

Na tabela verifica-se que a bacia de Canelas possui o declive do terreno mais acentuado (0,016) e o declive do curso de água também é bastante acentuado (0,017). A bacia de Esgueira possui a menor inclinação do terreno e do curso de água com 0,007 e 0,005 respectivamente

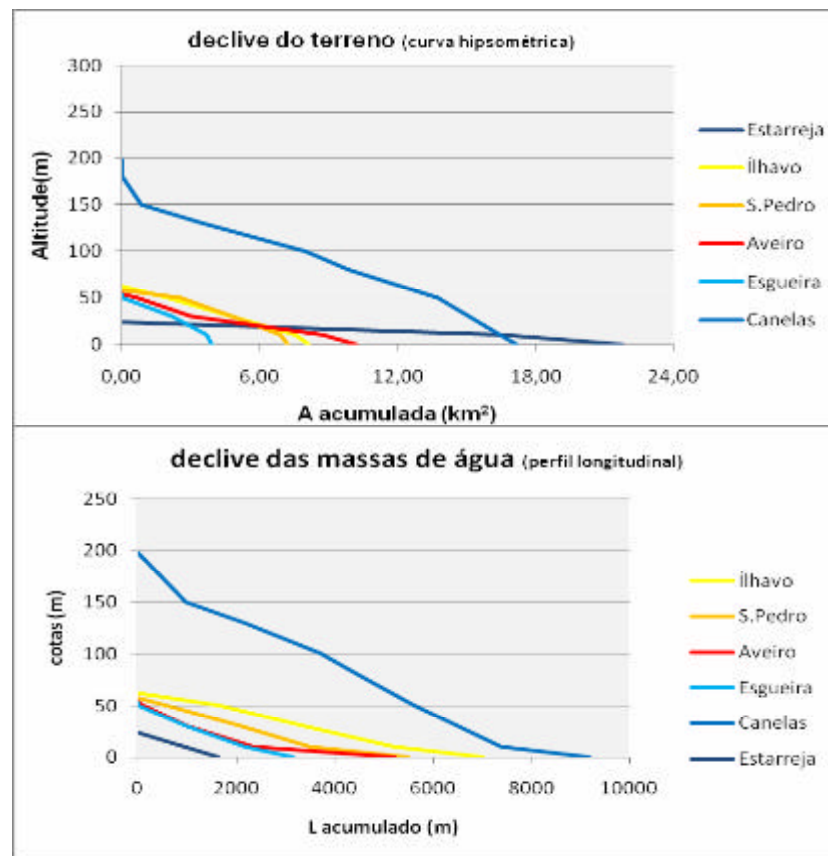


Figura 4.1.1.1: Gráficos com os declives do terreno e das massas de água das mini bacias.

Verifica-se que os declives nem sempre são constantes, sendo o declive dos terrenos das mini bacias mais acentuado nas margens da Ria e o das massas de água menos acentuados nos vales. Verificamos também que estas bacias atingem uma altitude de pouco mais de 50m (excepto a de Estarreja, 24m), enquanto a de Canelas é próxima de 200m.

Tabela 4.1.1.4: Percentagem de ocupação do solo nas mini bacias.

Bacia	% Urbano	% Agrícola	% Floresta	% Sapal
<b>Estarreja</b>	22,3	47,2	19,7	10,8
<b>Canelas</b>	9,80	29,2	61,1	-
<b>Esgueira</b>	73,3	20,9	5,70	0,10
<b>Aveiro</b>	55,9	42,6	-	1,50
<b>S.Pedro</b>	28,6	70,7	-	0,70
<b>Ílhavo</b>	24,9	53,9	21,2	0,00

A bacia de Esgueira possui 73% da sua área aplicada à ocupação urbana, enquanto a de Aveiro é de 56%. A agricultura domina 71% do terreno da bacia de S.Pedro e 54% a de Ílhavo. Por outro lado, a bacia de Canelas possui uma área de 61% de origem florestal.

#### 4.1.2. Bacias pequenas

Tabela 4.1.2.1: Tabela resumo com as características geométricas das bacias pequenas.

Bacias	Características geométricas					
	P (km)	A (km <sup>2</sup> )	L (km)	I (km)	Kc	Kf
<b>Costa Norte</b>	97,43	53,41	1,01*	52,69	3,73	51,99
<b>Costa Sul</b>	73,37	40,49	2,24*	18,07	3,23	8,07
<b>Bunheiro e Pardilhó (43 e 45)</b>	50,89	19,96	2,01	9,94	3,19	4,95
<b>Murtosa e zona portuária (51)</b>	27,27	12,67	-	-	2,15	-

Nota: Os valores com \* representam linhas de água com ordem 1, uma vez que não existe ordem superior.

As bacias pequenas vão desde uma área de 13km<sup>2</sup>, correspondendo à bacia da Murtosa e zona portuária (bacia 51), até 53km<sup>2</sup> correspondendo à bacia da Costa Norte. Possuem factores de forma bastante elevados, pelo que as suas formas são alongadas ou irregulares. Estas bacias possuem uma área total de 126,5km<sup>2</sup>.

Tabela 4.1.2.2: Tabela resumo com as características do sistema de drenagem das mini bacias.

Bacias	Características de drenagem			
	Ordem principal	^(km)	? (kmkm <sup>-2</sup> )	Ps (km)
<b>Costa Norte</b>	1	1,01	0,02	13,17
<b>Costa Sul</b>	1	6,81	0,17	1,49
<b>Bunheiro e Pardilhó</b>	2	7,55	0,38	0,66
<b>Murtosa e zona portuária</b>	0	-	-	-

Pela tabela acima, verificamos que as bacias pequenas possuem um grau de ramificação baixo (ordem 1 ou 2) ou nulo no caso da bacia 51, e densidades de drenagem também baixas (sendo a maior de 0,38kmkm<sup>-2</sup>).

Tabela 4.1.2.3: Tabela resumo com os valores do índice de terreno ( $I_g$ ) e das massas de água ( $I_i$ ) para as bacias pequenas.

Bacias	$I_i$	$I_g$
<b>Costa Norte</b>	0,0120	0,0002
<b>Costa Sul</b>	0,0120	0,0007
<b>Bunheiro e Pardilhó</b>	0,0040	0,0004
<b>Murtosa e zona portuária</b>	0	-

Os declives do terreno, assim como das linhas de água destas bacias são pouco acentuados ou nulos, inferior a 1,2% e 0,07% de inclinação respectivamente.

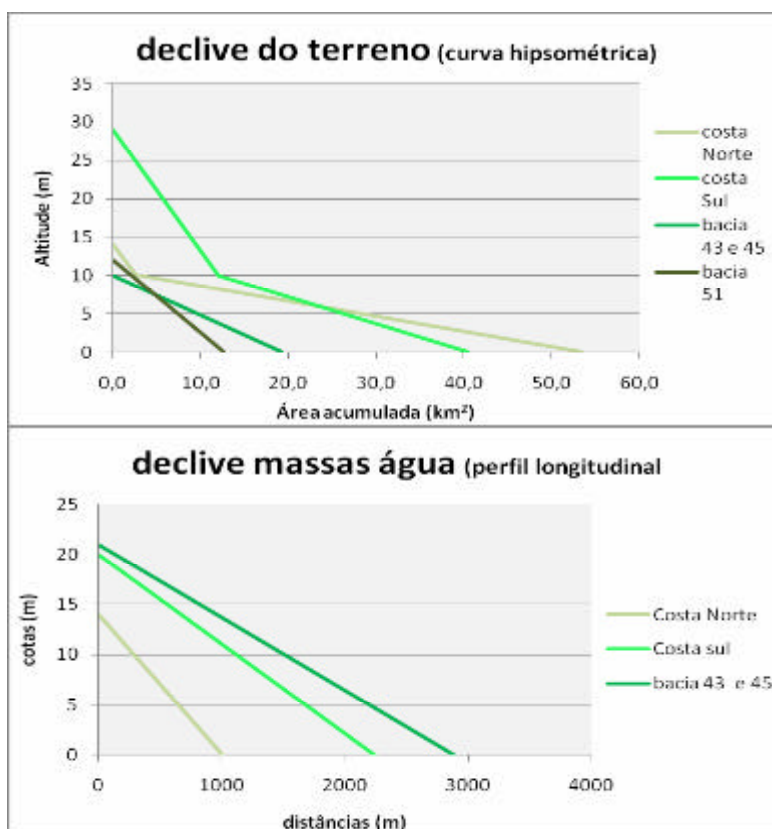


Figura 4.1.2.1: Gráficos com os declives do terreno e das massas de água das bacias pequenas.

No gráfico do declive do terreno, verificamos que as bacias pequenas são praticamente planas, ultrapassando pouco mais os 10m de altitude, excepto as bacias correspondentes à costa que são constituídas por dunas e podendo atingir pontos mais altos (29m a costa a Sul). Quanto ao declive das massas de água, estas nascem num ponto um pouco mais acima dos 10m, tendo um declive acentuado nesses vales.

Tabela 4.1.2.4: Percentagem de ocupação do solo nas bacias pequenas.

Bacia	% Urbano	% Agrícola	% Floresta	% Sapal
<b>Costa Norte</b>	9,1	18,6	68,8	3,5
<b>Costa Sul</b>	11,7	37,3	46,2	4,7
<b>Bunheiro e Pardilhó</b>	15,5	46,3	19,9	18,3
<b>Murtosa e zona portuária</b>	52,2	44,4	-	3,4

A bacia 51 possui 52% da sua área associada à ocupação urbana. A bacia 43 e 45 é sobretudo de origem agrícola, com 46% e as bacias da costa são essencialmente ocupadas por floresta, com 69% na zona Norte e 46% na zona Sul.

#### 4.1.3. Bacias médias

Tabela 4.1.3.1: Tabela resumo com as características geométricas das bacias médias.

Bacias	Características geométricas					
	P (km)	A (km <sup>2</sup> )	L (km)	I (km)	Kc	Kf
<b>Seixo</b>	36,12	19,86	8,44	2,35	2,27	0,28
<b>Negro e Gonde</b>	30,34	44,28	38,83	1,14	1,28	0,03
<b>Fontela</b>	24,28	21,92	12,96	1,69	1,45	0,13
<b>Canelas</b>	34,87	50,82	64,05	0,79	1,37	0,01
<b>Fontão</b>	44,45	33,34	32,34	1,03	2,16	0,03
<b>Aveiro</b>	29,28	40,04	11,82	3,39	1,30	0,29
<b>Ílhavo</b>	30,46	46,16	20,02	2,31	1,26	0,12
<b>Vala Real</b>	33,31	41,39	5,19	7,97	1,45	1,54
<b>Vagos</b>	38,48	43,58	16,94	2,57	1,63	0,15

As bacias médias são maiores do que as mini bacias, uma vez que estas últimas se encontram inseridas em algumas das bacias médias. Estas bacias possuem áreas compreendidas entre os 20 e 51km<sup>2</sup> respectivamente para as bacias do Seixo e de Canelas. A área total correspondente a estas bacias é de 341,4km<sup>2</sup>. Os valores dos parâmetros relativos à forma das bacias, mostra que a bacia do Seixo e do Fontão apresentam formas mais alongadas, com valores de Kc pouco mais acima de 2, enquanto as bacias de Ílhavo, do Negro e Gonde e de Aveiro possuem formas mais arredondadas (Kc perto de 1,3). O Kf é maior (1,54) para a bacia de Vala Real e menor para a de Canelas (0,01).

Tabela 4.1.3.2: Tabela resumo com as características do sistema de drenagem das mini bacias.

Bacias	Características de drenagem			
	Ordem principal	$\Delta$ (km)	$\rho$ (km/km <sup>2</sup> )	Ps (km)
<b>Seixo</b>	2	17,37	0,87	0,29
<b>Negro e Gonde</b>	4	94,23	2,13	0,12
<b>Fontela</b>	3	23,50	1,07	0,23
<b>Canelas</b>	5	102,50	2,02	0,12
<b>Fontão</b>	4	82,66	2,48	0,10
<b>Aveiro</b>	3	24,69	0,62	0,41
<b>Ílhavo</b>	3	29,14	0,63	0,40
<b>Vala Real</b>	2	19,64	0,47	0,53
<b>Vagos</b>	4	52,08	1,20	0,21

As bacias médias apresentam graus de ramificação entre 2 (Seixo e Vala Real) e 5 (Canelas). Quanto à densidade de drenagem, as bacias com graus de ramificação maiores (4 e 5, correspondendo às bacias Negro e Gonde, Fontão e Canelas) apresentam boas densidades de drenagem (cerca de 2kmkm<sup>-2</sup>) e baixos percursos médio (0,1km). a bacia Vala Real possui a mais baixa densidade de drenagem (0,47kmkm<sup>-2</sup>) e o percurso médio mais elevado (0,53km).

Tabela 4.1.3.3: Tabela resumo com os valores do índice de terreno (lg) e das massas de água (li) para as bacias médias.

Bacias	li	lg
<b>Seixo</b>	0,0019	0,0009
<b>Negro e Gonde</b>	0,0128	0,0131
<b>Fontela</b>	0,0095	0,0088
<b>Canelas</b>	0,0145	0,0114
<b>Fontão</b>	0,0055	0,0060
<b>Aveiro</b>	0,0071	0,0045
<b>Ílhavo</b>	0,0086	0,0049
<b>Vala Real</b>	0,0037	0,0017
<b>Vagos</b>	0,0088	0,0033

Relativamente aos declives, o mais acentuado, tanto para o terreno como para a linha de água ocorre na bacia do Negro e Gonde com inclinações entre os 1,1 e 1,5%. Contrariamente, a bacia do Seixo possui um declive menos acentuado tanto do terreno como da linha de água, com 0,19 e 0,1% respectivamente.

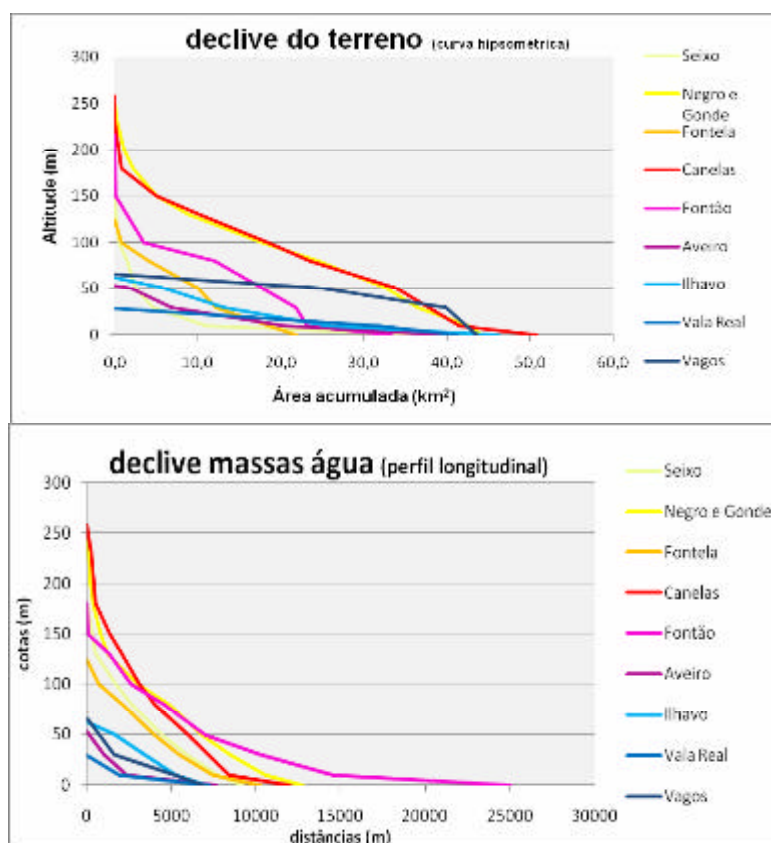


Figura 4.1.3.1: Gráficos com os declives do terreno e das massas de água das bacias pequenas.

Observando a figura com os declives, verifica-se que de um modo geral os terrenos são mais inclinados nas margens da Ria, sendo as massas de água menos declivosas nos seus vales.

Tabela 4.1.3.4: Percentagem de ocupação do solo nas bacias médias.

Bacia	% Urbano	% Agrícola	% Floresta	% Sapal
<b>Seixo</b>	14,2	49,0	33,6	3,2
<b>Negro e Gonde</b>	5,3	50,2	44,6	-
<b>Fontela</b>	6,0	30,7	63,3	-
<b>Canelas</b>	6,8	43,2	50,0	-
<b>Fontão</b>	6,0	39,9	50,8	3,4
<b>Aveiro</b>	45,1	46,2	6,2	2,6
<b>Ílhavo</b>	18,5	56,0	16,4	9,1
<b>Vala Real</b>	3,0	35,6	61,1	0,3
<b>Vagos</b>	5,6	55,2	31,7	7,5

Uma parte da bacia de Aveiro é de origem urbana, com uma ocupação de 45% e outra de origem agrícola com 46%. A bacia de Ílhavo possui uma elevada ocupação agrícola (56%) assim como a de Vagos (55%). A bacia de Canelas e do Fontão possuem grandes áreas florestais com 50 e 51% respectivamente.

#### 4.1.4. Simulação hidrológica

Foram usados valores da caracterização hidrológica para simular o comportamento dos caudais nas bacias (mini bacias, bacias pequenas e médias) com o Extend e com o SWMM para comparar as diferentes respostas. De seguida serão apresentados os dados de entrada usados para os diferentes modelos hidrológicos. Posteriormente serão expostos os resultados do balanço hidrológico obtidos pelo Extend e por fim as séries temporais obtidas dos dois modelos. Para determinar os caudais médios mensais destas bacias serão apresentadas tabelas com os valores do caudal total (caudal do rio). Serão comparados os valores do caudal do rio obtidos pelos modelos com os valores medidos na ribeira de Canelas através do método de traçadores.

##### 4.1.4.1. Dados de entrada para o Extend e o SWMM

Os dados de entrada usados no programa em Extend para as mini bacias, bacias pequenas e bacias médias encontram-se nas seguintes tabelas.

Tabela 4.1.4.1.1: Tabela com os dados de entrada usados no modelo em Extend para as mini bacias.

Bacias	Canelas	Aveiro	Esgueira	S.Pedro	Ílhavo	Estarreja
Porosidade	48	47	46	46	46	47
K Darcy (m/d)	0.06	0.05	0.32	0.32	0.28	0.25
CN médio da bacia	79	81	84	75	74	75
A (m <sup>2</sup> )	17200000	10240000	3890000	7230000	8130000	21780000
A permeável	0.93	0.58	0.97	0.81	0.83	0.89
Inclinação do terreno, Ig	0.01	0.01	0.005	0.01	0.01	0.002
Comprimento máx. (m)	25169	5804	2904	7001	6670	1640
Largura média (m)	680	1760	1340	1030	1216	1886
Altura máx. aquífero (m)	1	1	1	1	1	1
Taxa percolação	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05
Fracção escoada (d <sup>-1</sup> )	1/3	1/3	1/3	1/3	1/3	1/3

Tabela 4.1.4.1.2: Tabela com os dados de entrada usados no modelo em Extend para as bacias pequenas.

Bacias	Costa Norte	Costa Sul	Bunheiro e Pardilhó	Murtosa e Zona portuária
Porosidade	46	46	46	46
K Darcy (m/d)	0.32	0.31	0.32	0.32
CN médio da bacia	45	46	70	52
A (m <sup>2</sup> )	53410000	40490000	15750000	12670000
A permeável	0.98	0.99	0.85	0.87
Inclinação do terreno, Ig	0.0002	0.0007	0.0004	0.0008
Comprimento máx. (m)	1010	2240	2010	-
Largura média (m)	52690	18070	9940	-
Altura máx. aquífero (m)	1	1	1	1
Taxa percolação	0.05	0.05	0.05	0.05
Fracção escoada (d <sup>-1</sup> )	1/3	1/3	1/3	1/3

Tabela 4.1.4.1.3: Tabela com os dados de entrada usados no modelo em Extend para as bacias médias.

Bacias	Seixo	Negro e Gonde	Fontela	Canelas	Fontão	Aveiro	Ílhavo	Vala Real	Vagos
Porosidade	46	46	46	46	41	46	47	46	46
K Darcy (m/d)	0.24	0.21	0.18	0.24	0.05	0.06	0.28	0.27	0.32
CN médio da bacia	48	77	74	78	78	79	74	68	71
A (m <sup>2</sup> )	19860000	44280000	21920000	50620000	33340000	40040000	46160000	41390000	43580000
A permeável (fracção)	0.97	0.97	0.96	0.95	0.96	0.67	0.87	0.98	0.96
Inclinação do terreno, Ig	0.0009	0.013	0.009	0.01	0.006	0.004	0.005	0.002	0.003
Comprimento máx. (m)	8440	38830	12960	64050	32340	11820	20020	5190	16940
Largura média (m)	2354	1140	1690	793	1031	3388	2306	7972	2572
Altura máx. aquífero (m)	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Taxa percolação	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05
Fracção escoada (d <sup>-1</sup> )	1/3	1/3	1/3	1/3	1/3	1/3	1/3	1/3	1/3

Os dados de entrada usados no SWMM para as mini bacias, bacias pequenas e bacias médias encontram-se nas seguintes tabelas. Em todas as bacias foram aplicados os seguintes valores para os diferentes parâmetros.

No editor de groundwater:

- Expoentes do caudal de água superficial e subterrânea=1
- Superfície fixa=0

No editor das linhas de água (conduit):

- Forma da secção = RECT.OPEN
- Altura máxima do canal e altura do fundo=2
- Caudal inicial=0,1



- "Inlet offset" e "Outlet offset" =0

No editor do aquífero:

- "Upper evap. frac.", fracção da evaporação e "condutiv. slope" =1
- "Lower evap. depth", máxima profundidade na zona saturada=1,5

No editor da saída (Outfall):

- Cota do fundo=1

Tabela 4.1.4.1.4: Tabela com os dados de entrada das minibacias para o SWMM.

<b>Subcatchment (bacia)</b>						
	<b>Estarreja</b>	<b>Canelas</b>	<b>Esgueira</b>	<b>Aveiro</b>	<b>S.Pedro</b>	<b>Ílhavo</b>
Pluviómetro	Estarreja	Canelas	Aveiro	Aveiro	Aveiro	Ílhavo
Área (ha)	2178	1720	389	1024	723	813
Largura (m)	943	341	670	879	514	608
Ig (%)	0.22	1.7	0.51	0.91	0.93	0.82
A impermeável (%)	11.38	7.23	3.36	42.16	18.6	16.77
Depressão Impermeável (mm)	1.9	1.8	1.8	1.7	1.8	1.8
Depressão permeável (mm)	4.8	4.3	4.3	4.1	3.8	5.1
CN impermeável.	98	98	98	98	98	98
<b>Groundwater (água subterrânea)</b>						
Cota do terreno (m)	12	99	26.5	27	29	31
Coef. Caudal água sub. (m2/s.ha)	1.52E-03	9.35E-04	2.74E-03	2.99E-03	3.55E-02	2.69E-02
Coef. Caudal água sup. (m2/s.ha)	1.52E-03	9.35E-04	2.74E-03	2.99E-03	3.55E-02	2.69E-02
Altura água subterrânea.	2	84	16.5	17	19	21
<b>Infiltration (infiltração)</b>						
CN permeável	77	75	82	55	62	63
Cond. Hidráulica (mm/h)	10.3	2.3	13.2	1.9	13.2	11.8
<b>Aquifer (aquífero)</b>						
Cond. Hidráulica (mm/h)	10.3	2.3	13.2	1.9	13.2	11.8
Nível freático (m)	3	89	21.5	22	24	26
<b>Junction (nó)</b>						
invert elevation (m)	2	84	16.5	17	19	21
<b>Conduit (linha água)</b>						
Comprimento (ordem> 2) (m)	11550	25169	2904	5804	7001	6670

Tabela 4.1.4.1.5: Tabela com os dados de entrada das bacias pequenas para o SWMM

<b>Subcatchment (bacia)</b>				
	<b>Costa Norte</b>	<b>Costa Sul</b>	<b>Bunheiro e Pardilhó</b>	<b>Murtosa e zona portuária</b>
Pluviómetro	Costa Norte	Costa Sul	Bacia 43 e 45	Bacia 51
Área (ha)	5341	4049	1575	1267
Largura (m)	26347	4970	4470	-
Ig (%)	0.02	0.07	0.04	0.08
A impermeável (%)	2.07	0.54	15.45	12.85
Depressão Impermeável (mm)	1.6	1.7	2	1.7
Depressão permeável (mm)	5.5	5	4.9	4.3
CN impermeável.	98	98	98	98
<b>Groundwater (água subterrânea)</b>				
Cota do terreno (m)	7	14.5	10.5	6
Coef. Caudal água sub. (m2/s.ha)	3.67E-03	3.60E-03	3.67E-03	2.81E-03
Coef. Caudal água sup. (m2/s.ha)	3.67E-03	3.60E-03	3.67E-03	2.81E-03
Altura água subterrânea.	3	9	11	4
<b>Infiltration (infiltração)</b>				
CN permeável	65	69	67	72
Cond. Hidráulica (mm/h)	13.2	13	13.2	10.1
<b>Aquifer (aquífero)</b>				
Cond. Hidráulica (mm/h)	13.2	13	13.2	10.1
Nível freático (m)	4	11.5	7.5	3
<b>Junction (nó)</b>				
invert elevation (m)	3	9	11	4
<b>Conduit (linha água)</b>				
Comprimento (ordem> 2) (m)	1010	2240	2890	-

#### 4.1.4.2 Balanço hidrológico com o programa em Extend

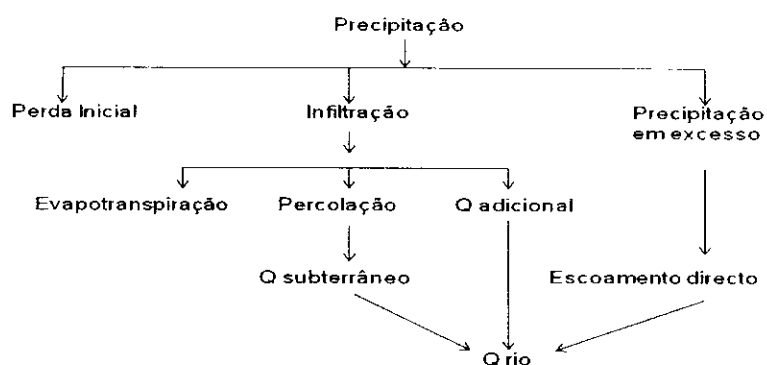


Figura 4.1.4.2.1: Esquema com o balanço hidrológico com o programa em Extend.

O programa em Extend fornece os resultados do balanço hidrológico esquematizado na figura acima. Os resultados do balanço hidrológico obtidos para as diferentes bacias encontram-se nas seguintes tabelas.

Tabela 4.1.4.2.1: Tabela com o balanço hidrológico obtido para as mini bacias entre Outubro de 2005 e Junho de 2007.

Bacias	Canelas	Aveiro	Esgueira	S.Pedro	Ilhavo	Estarreja
Precipitação (mm)	2088	2231	2231	2231	2187	2308
Infiltração (%)	46	35	63	77	78	39
Perda inicial (%)	8	7	7	8	7	9
Precipitação em excesso (%)	17	19	22	15	14	15
Q adicional (%)	28	38	8	0	0	38
Evapotranspiração (%)	30	18	29	27	28	25
Percolação (%)	17	17	34	50	49	15
Q subterrâneo (%)	17	14	36	49	53	14
Q rio (%)	63	71	66	64	67	67

Tabela 4.1.4.2.2: Tabela com o balanço hidrológico obtido para as bacias pequenas entre Outubro de 2005 e Junho de 2007.

Bacias	Costa Norte	Costa Sul	Bacia 43 e 45
Precipitação (mm)	2147	2281	2311
Infiltração (%)	35	44	24
Perda inicial (%)	14	11	10
Precipitação em excesso (%)	6	5	14
Q adicional (%)	52	46	58
Evapotranspiração (%)	31	35	19
Percolação (%)	6	12	7
Q subterrâneo (%)	2	6	5
Q rio (%)	59	58	77

Tabela 4.1.4.1.6: Tabela com os dados de entrada das bacias pequenas para o SWMM.

	Subcatchment (bacia)								
	Seixo	Negro e Gonde	Fontela	Canelas	Fontão	Aveiro	Ílhavo	Vala Real	Vagos
Pluviómetro	Seixo	Negro e Gonde	Fontela	Canelas	Fontão	Aveiro	Ílhavo	Vala Real	Vagos
Área (ha)	1986	4428	2192	5062	3334	4004	4616	4139	4358
Largura (m)	1177	570	846	397	516	1694	1153	3986	1286
Ig (%)	0.09	1.3	0.88	1.14	0.6	0.45	0.49	0.17	0.33
A impermeável (%)	3.18	3.41	4.16	4.74	4.28	33.42	12.48	2.11	3.91
Depressão Impermeável (mm)	1.8	2	1.8	1.8	1.7	1.6	1.7	1.8	1.8
Depressão permeável (mm)	4.6	5.1	5.1	3.9	4.2	5.3	7.5	4.6	7.1
CN impermeável.	98	98	98	98	98	98	98	98	98
Groundwater (água subterrânea)									
Cota todo terreno (m)	89.5	126.5	62	129	108	26.5	31	14.5	33
Coef. Caudal água sub. (m2/s.ha)	8E-03	8.3E-03	1.2E-03	7.7E-03	6.7E-03	9.2E-03	1.4E-02	4.6E-03	1.3E-02
Coef. Caudal água sup. (m2/s.ha)	8E-03	8.3E-03	1.2E-03	7.7E-03	6.7E-03	9.2E-03	1.4E-02	4.6E-03	1.3E-02
Altura água subterrânea	74.5	111.5	47	114	93	16.5	21	4.5	23
Infiltration (infiltração)									
CN permeável	69	75	72	76	75	59	66	67	69
Cond. Hidráulica (mm/h)	8.6	3.4	7.4	2.2	2.5	11.2	11.5	13.2	11.7
Aquifer (aquífero)									
Cond. Hidráulica (mm/h)	8.6	3.4	7.4	2.2	2.5	11.2	11.5	13.2	11.7
Nível freático (m)	79.5	116.5	52	119	98	21.5	26	9.5	28
Junction (nó)									
invert elevation (m)	74.5	111.5	47	114	93	16.5	21	4.5	23
Conduit (linha água)									
Comprimento (ordem> 2) (m)	8440	38830	12960	64050	32340	11820	20020	5190	16940

Tabela 4.1.4.2.3: Tabela com o balanço hidrológico obtido para as bacias médias entre Outubro de 2005 e Junho de 2007.

Bacias	Seixo	Negro e Gonde	Fontela	Canelas	Fontão	Aveiro	Ílhavo	Vala Real	Vagos
Precipitação (mm)	2306	2271	2207	2088	2123	2231	2187	2206	2145
Infiltração (%)	42	77	71	76	37	73	64	45	60
Perda inicial (%)	12	8	11	8	8	7	7	6	6
Precipitação em excesso (%)	6	17	15	16	16	18	14	12	13
Q adicional (%)	45	0	6	0	40	0	14	39	23
Evapotranspiração (%)	35	34	34	33	28	22	29	30	34
Percolação (%)	8	43	37	44	11	50	35	17	26
Q subterrâneo (%)	6	43	35	44	9	52	35	15	26
Q rio (%)	57	60	55	60	65	71	63	66	61

Comparando os resultados das mini bacias com as respectivas bacias médias, verifica-se uma semelhança nos resultados excepto na bacia média de Aveiro e as suas respectivas mini bacias que a constituem. Esta bacia média possui a maior área impermeável de todas as outras bacias, sendo a mini bacia de Aveiro a que possui maior concentração urbana, com 42% e a mini bacia de Esgueira a menor, com 3%. Uma vez que estas mini bacias são muito distintas, o seu comportamento também o será.

Analisando de seguida os dados do balanço hidrológico para as bacias pequenas e médias, verifica-se que o caudal do rio é bastante semelhante variando entre os 57 e os 77%. O caudal subterrâneo é inferior ao caudal do rio, no entanto a diferença é muito mais acentuada nas bacias mais rurais, como o caso das bacias pequenas e algumas médias. Nas bacias pequenas a percentagem do caudal adicional é maior do que nas outras, variando entre os 46 e 58% e a água infiltrada é menor, variando entre os 24 e 44%. Nestas bacias, o caudal subterrâneo varia entre os 2 e 6%. Estes resultados mostram que nestas bacias existe uma grande parte da água que é escoada directamente para a Ria, visto possuírem valores elevados do caudal adicional. Este caudal provem duma fracção da água que normalmente se infiltra, mas que nestes casos, ultrapassa a capacidade de armazenamento no aquífero e portanto escoar para a Ria.

#### 4.1.4.3 Séries Temporais dos modelos

São apresentados nas figuras seguintes, um gráfico obtido a partir das series temporais obtidas do programa em Extend e outro obtido pelo SWMM para cada mini bacia.

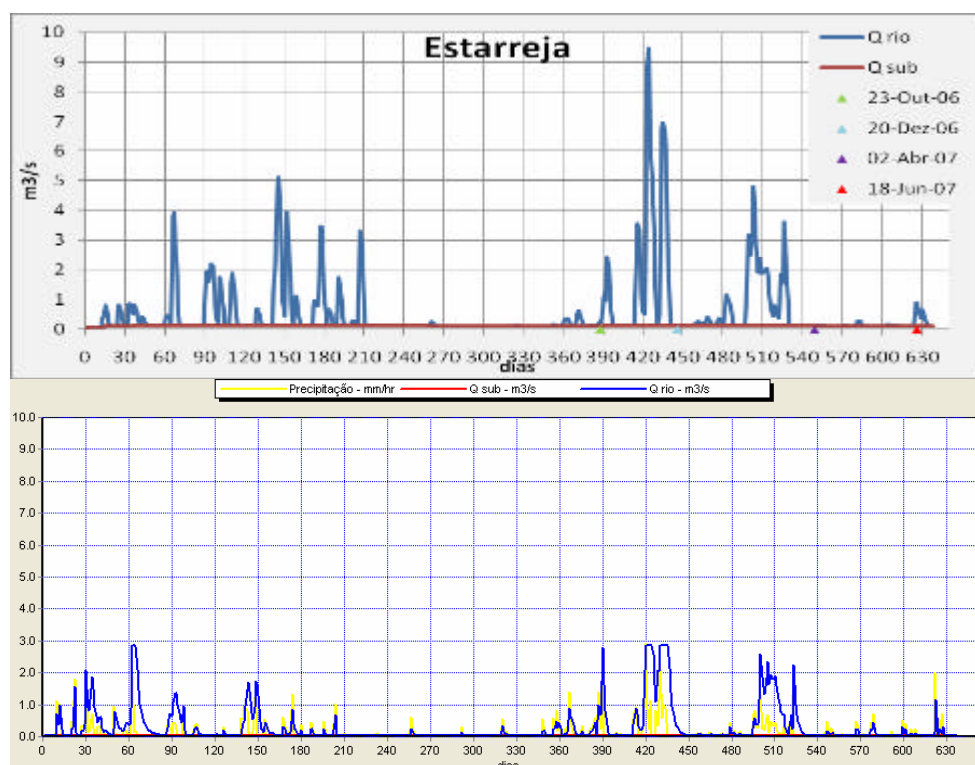


Figura 4.1.4.3.1: Gráficos com as séries temporais obtidas do programa em Extend e do SWMM, entre Outubro de 2005 e Junho de 2007, para a mini bacia de Estarreja.

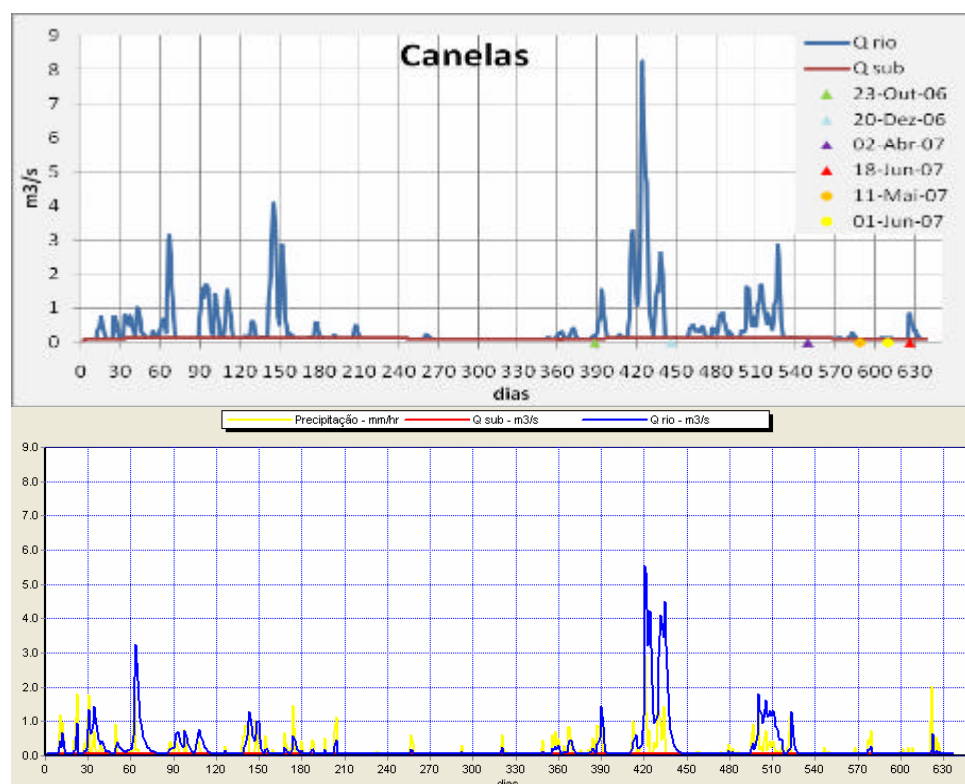


Figura 4.1.4.3.2: Gráficos com as séries temporais obtidas do programa em Extend e do SWMM, entre Outubro de 2005 e Junho de 2007, para a mini bacia de Canelas.

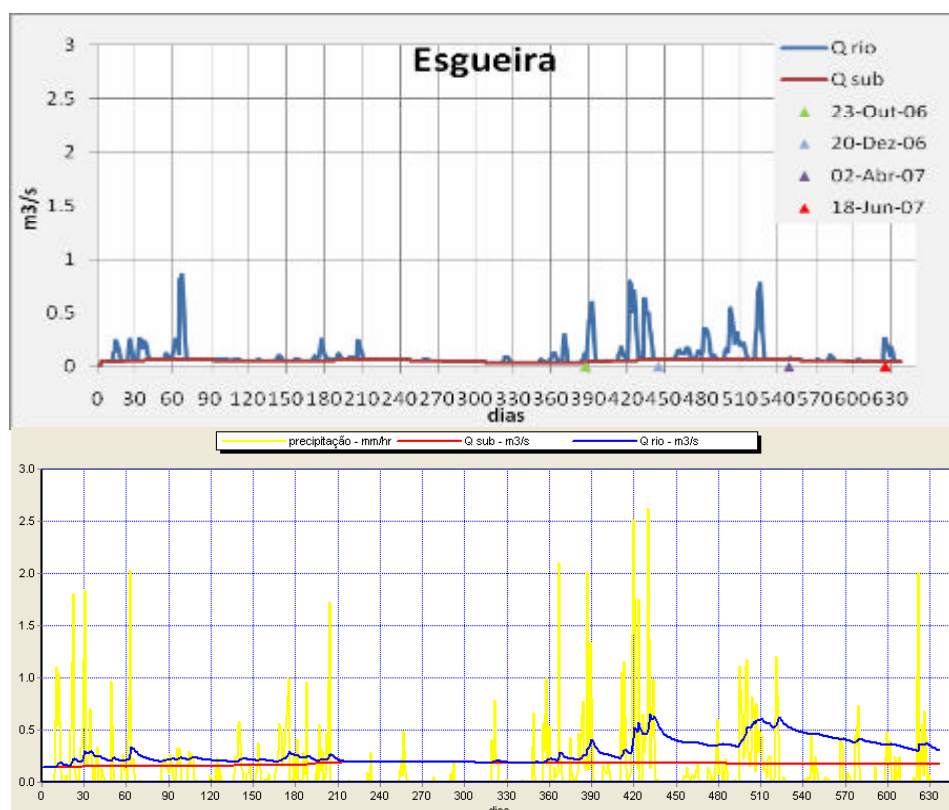


Figura 4.1.4.3.3: Gráficos com as séries temporais obtidas do programa em Extend e do SWMM, entre Outubro de 2005 e Junho de 2007, para a mini bacia de Esgueira.

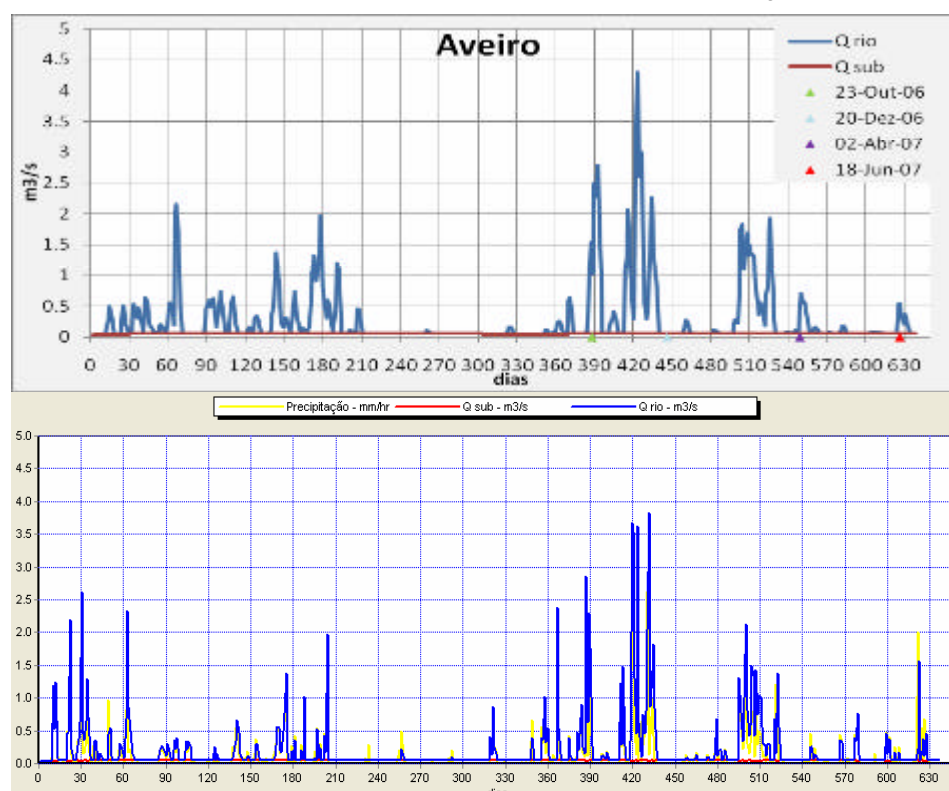


Figura 4.1.4.3.4: Gráficos com as séries temporais obtidas do programa em Extend e do SWMM, entre Outubro de 2005 e Junho de 2007, para a mini bacia de Aveiro.

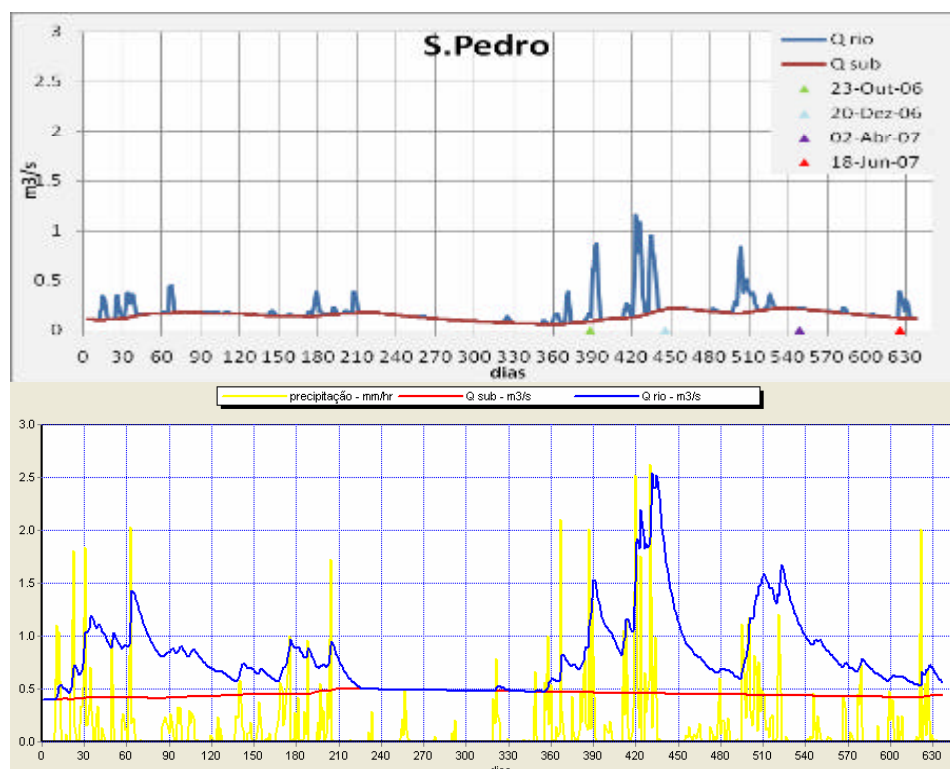


Figura 4.1.4.3.5: Gráficos com as séries temporais obtidas do programa em Extend e do SWMM, entre Outubro de 2005 e Junho de 2007, para a mini bacia de S. Pedro.

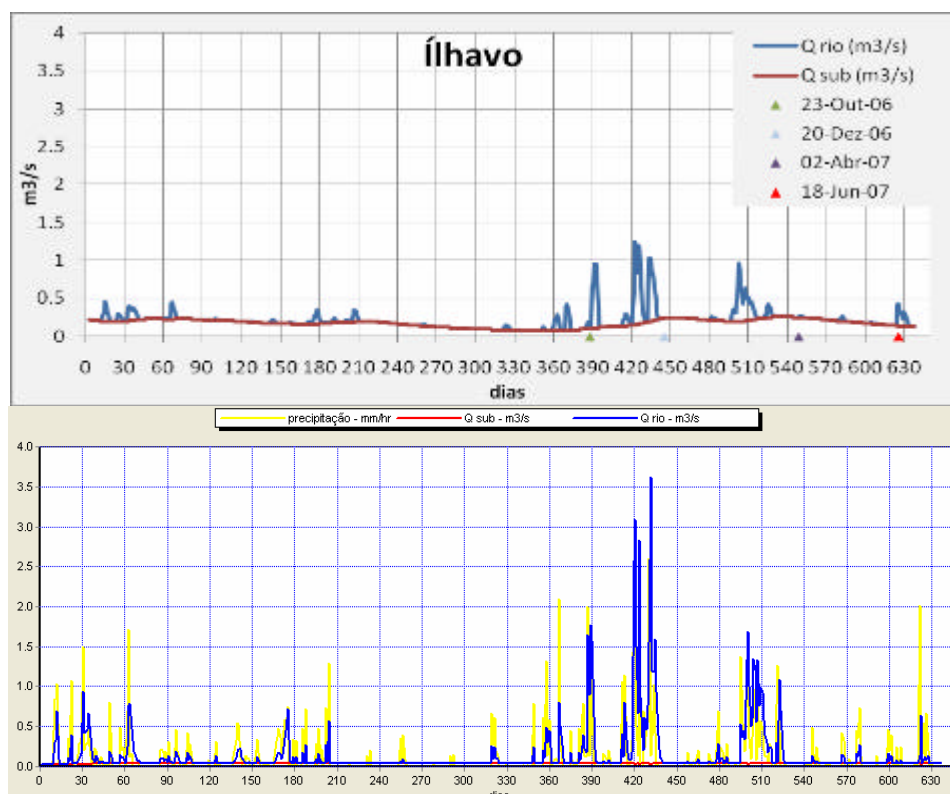


Figura 4.1.4.3.6: Gráficos com as séries temporais obtidas do programa em Extend e do SWMM, entre Outubro de 2005 e Junho de 2007, para a mini bacia de Ílhavo.



Analisando as figuras com as séries temporais obtidas a partir do programa em Extend e do SWMM para cada mini bacia, verifica-se um padrão de resposta do caudal que é concordante nas bacias de Canelas, Aveiro e Ílhavo. No entanto com o SWMM obtiveram-se picos para o caudal do rio mais altos nas bacias de Aveiro e de Ílhavo e mais baixos na bacia de Canelas. Isto mostra que o SWMM é mais sensível aos valores da área impermeável, que dá origem a um maior escoamento directo. Quanto ao caudal subterrâneo, existe também uma concordância nos resultados, no entanto, no modelo em Extend, para a bacia de Ílhavo, verifica-se que o caudal de base é proporcionalmente mais significativo apresentando nítidas oscilações. Aumenta durante os períodos de maior precipitação e diminui nos meses mais secos. Nas bacias de Esgueira e de S.Pedro, o comportamento dos modelos é bastante diferente. Verificam-se caudais do rio mais elevados no SWMM para a bacia de S.Pedro e mais elevados no modelo em Extend para a bacia de Esgueira, confirmando assim a maior sensibilidade do SWMM à área impermeável (a bacia de S.Pedro possui 19% e Esgueira apenas 3%). Quanto ao caudal subterrâneo, verifica-se que o programa em Extend responde melhor às variações do caudal de base. Na bacia de Estarreja, o comportamento dos modelos também é concordante, no entanto, no modelo em Extend verificam-se caudais acima de  $3\text{m}^3/\text{s}$  e no SWMM, os caudais acima deste valor originam o transbordamento do canal. Isto é, apesar da bacia de Estarreja possuir boas condições de infiltração, possui um relevo praticamente plano fazendo com que o nível freático possa atingir facilmente a superfície e criar uma condição de alagamento.

As bacias de rios pequenos, que são planas, e também a bacia da Vala Real, apresentam um comportamento semelhante ao da bacia de Estarreja, ou seja, alguns caudais dão origem a cheias, durante períodos de maior precipitação, visto que estas bacias, apesar de possuírem boas capacidades de infiltração, apresentam declives muito baixos, nas quais o nível freático atinge facilmente a superfície, originando alagamento. As bacias médias, com a excepção da bacia da Vala Real e da bacia de Vagos, apresentam comportamentos semelhantes ao da bacia de Ílhavo, embora algumas com caudais mais elevados. A bacia de Vagos apresentam um comportamento intermédio entre as bacias de Estarreja e de Ílhavo.

#### **4.1.4.4 Caudais médios mensais obtidos do modelo em Extend**

As tabelas seguintes apresentam os valores médios mensais dos caudais do rio obtidos através das séries temporais do modelo em Extend, entre Outubro de 2005 e Junho de 2007 para as bacias pequenas e médias, assim como a média anual entre Outubro de 2005 e Setembro de 2006 e os máximos e mínimos mensais obtidos na simulação. O gráfico apresenta o caudal total que entra na Ria em cada mês.

Tabela 4.1.4.4.1: Tabela com as médias mensais do caudal do rio para as bacias pequenas entre Outubro de 2005 e Junho de 2007.

<b>Q rio (m<sup>3</sup>/s)</b>	<b>Costa Norte</b>	<b>Costa Sul</b>	<b>Bacia 43 e 45</b>
<b>Out.05</b>	0.14	0.15	0.11
<b>Nov.05</b>	0.19	0.15	0.24
<b>Dez.05</b>	1.22	0.13	0.38
<b>Jan.06</b>	1.68	0.44	0.53
<b>Fev.06</b>	1.41	1.08	0.50
<b>Mar.06</b>	2.84	1.59	0.75
<b>Abr.06</b>	2.60	1.37	0.74
<b>Mai.06</b>	0.05	0.10	0.07
<b>Jun.06</b>	0.43	0.45	0.24
<b>Jul.06</b>	0.04	0.10	0.03
<b>Ago.06</b>	0.36	0.12	0.19
<b>Set.06</b>	0.07	0.14	0.40
<b>Out.06</b>	0.41	0.38	1.11
<b>Nov.06</b>	2.94	1.98	1.03
<b>Dez.06</b>	4.34	3.04	1.44
<b>Jan.07</b>	0.64	0.69	0.22
<b>Fev.07</b>	3.90	3.36	1.15
<b>Mar.07</b>	1.38	1.18	0.45
<b>Abr.07</b>	0.49	0.82	0.15
<b>Mai.07</b>	1.01	0.70	0.28
<b>Jun.07</b>	1.92	1.40	0.11
<b>Média 05/06</b>	<b>0,92</b>	<b>0,49</b>	<b>0,35</b>
<b>Máximo mensal</b>	<b>4,34</b>	<b>3,36</b>	<b>1,44</b>
<b>Mínimo mensal</b>	<b>0,04</b>	<b>0,1</b>	<b>0,03</b>

Tabela 4.1.4.4.2: Tabela com as médias mensais do caudal do rio para as bacias médias entre Outubro de 2005 e Junho de 2007.

Q rio (m <sup>3</sup> /s)	Seixo	Negro/Gonde	Fontela	Canelas	Fontão	Aveiro	Ílhavo	Vala Real	Vagos
Out.05	0.11	0.89	0.33	1.05	0.38	1.17	0.77	0.34	0.70
Nov.05	0.16	1.38	0.38	1.26	0.39	1.33	0.92	0.38	0.80
Dez.05	0.59	1.13	0.39	1.19	0.93	1.27	1.46	0.98	0.94
Jan.06	0.69	1.01	0.39	1.11	1.37	1.04	0.75	1.21	0.96
Fev.06	0.60	1.03	0.51	1.35	1.50	0.96	0.73	0.31	0.94
Mar.06	0.95	1.20	0.79	1.29	1.53	1.08	0.85	1.84	0.96
Abr.06	0.92	1.21	0.59	1.26	0.87	1.18	1.98	1.97	0.95
Mai.06	0.10	1.01	0.34	0.99	0.12	0.98	0.71	0.25	0.90
Jun.06	0.05	0.82	0.29	0.81	0.41	0.78	0.62	0.25	0.80
Jul.06	0.05	0.60	0.24	0.62	0.12	0.60	0.52	0.22	0.72
Ago.06	0.06	0.53	0.20	0.51	0.12	0.53	0.49	0.24	0.64
Set.06	0.06	0.47	0.21	0.53	0.17	0.52	0.58	0.30	0.58
Out.06	0.15	1.09	0.48	1.06	1.29	1.44	1.38	0.97	0.69
Nov.06	1.14	1.38	0.59	1.88	2.09	1.66	1.57	2.19	0.95
Dez.06	1.78	2.63	1.12	2.39	3.09	2.02	2.65	3.31	0.96
Jan.07	0.24	1.10	0.54	1.19	0.41	1.15	1.44	0.84	0.96
Fev.07	1.40	1.69	0.88	1.86	1.64	2.01	3.98	3.52	0.92
Mar.07	0.53	1.18	0.78	1.23	0.50	1.72	0.85	1.34	0.96
Abr.07	0.16	0.96	0.38	1.01	0.25	1.02	0.73	0.96	0.96
Mai.07	0.18	0.80	0.33	0.86	0.15	0.89	0.69	0.90	0.92
Jun.07	0.09	0.90	0.40	0.95	0.31	1.01	0.85	0.60	0.81
<b>Média 05/06</b>	<b>0,36</b>	<b>0,94</b>	<b>0,39</b>	<b>1,00</b>	<b>0,66</b>	<b>0,95</b>	<b>0,87</b>	<b>0,69</b>	<b>0,82</b>
<b>Máximo mensal</b>	<b>1,78</b>	<b>2,63</b>	<b>1,12</b>	<b>2,39</b>	<b>3,09</b>	<b>2,02</b>	<b>3,98</b>	<b>3,52</b>	<b>0,96</b>
<b>Mínimo mensal</b>	<b>0,05</b>	<b>0,47</b>	<b>0,2</b>	<b>0,51</b>	<b>0,12</b>	<b>0,52</b>	<b>0,49</b>	<b>0,22</b>	<b>0,58</b>

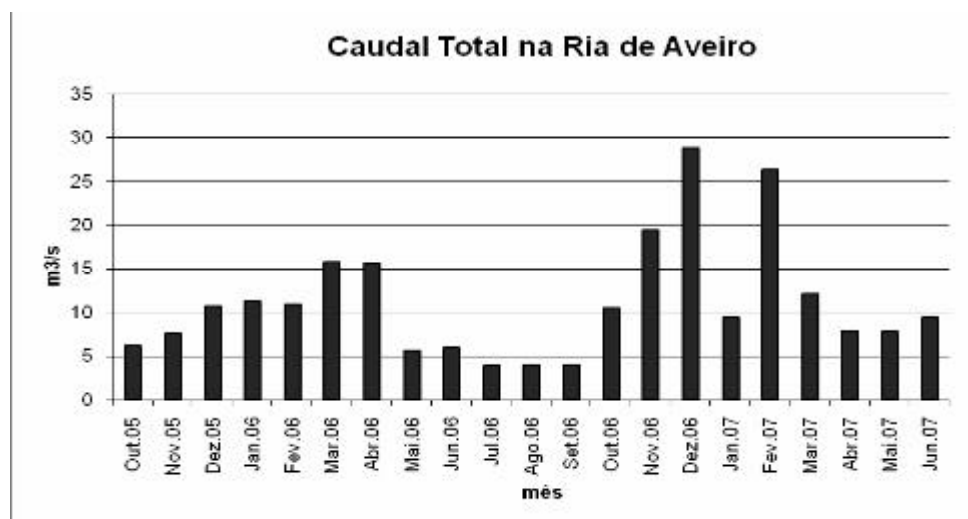


Figura 4.1.4.4.1: Gráfico com a evolução do caudal total para a Ria de Aveiro entre Outubro de 2005 e Junho de 2007.

Tendo em conta os resultados obtidos com as médias mensais para as bacias pequenas e médias, verifica-se a bacia da Costa Norte apresenta o maior máximo com  $4,34\text{m}^3/\text{s}$  em Dezembro de 2006 e um menor mínimo de  $0,04\text{m}^3/\text{s}$  em Julho de 2006. Analisando o gráfico, verifica-se um aumento de caudal nos meses de maior pluviosidade e uma diminuição nos meses mais secos. Atingiu-se o máximo mensal em Dezembro de 2006 com o valor de  $29\text{m}^3/\text{s}$  e nos meses de Julho, Agosto e Setembro o valor diminuiu para  $4\text{m}^3/\text{s}$ . Estes caudais provêm de uma área drenada de  $467,7\text{km}^2$ . Comparando com o caudal mínimo de  $0,76\text{m}^3/\text{s}$ , medido em Julho de 2006 no rio Antuã na ponte Velha (área da bacia de  $142\text{km}^2$ ), verifica-se a importância do caudal proveniente das pequenas bacias, para a Ria de Aveiro, durante o período de verão.

#### 4.1.4.5 Caudais medidos através do método de traçadores

Foram determinados os caudais da ribeira de Canelas, segundo o método de traçadores, em dois dias de amostragem. Em baixo encontram-se os gráficos com a evolução da fluorescência ao longo da amostragem nas correspondentes bacias. As rectas de calibração obtidas para o cálculo dos respectivos caudais encontram-se no Anexo V.

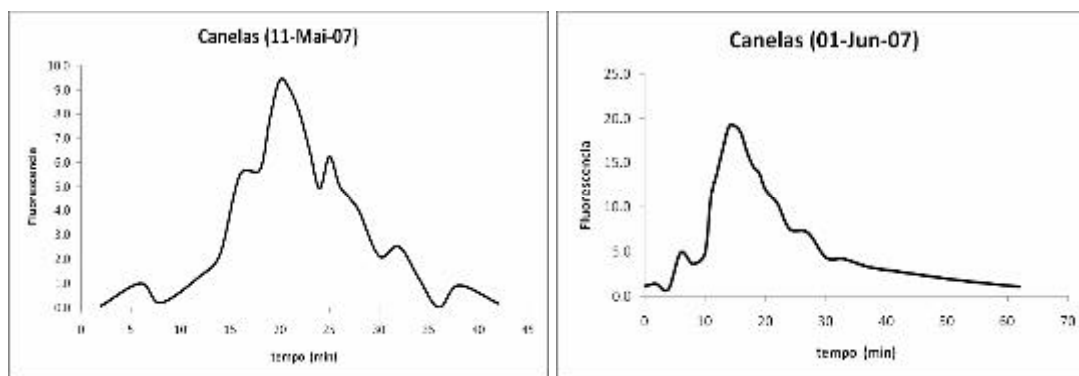


Figura 4.1.4.5.1: Gráficos com a evolução da fluorescência ao longo do tempo de amostragem na ribeira de Canelas nos dias 11 de maio e 1 de Junho 2007.

Tendo em conta os resultados dos dois modelos hidrológicos e os valores obtidos pelo método de traçadores, foram obtidos valores do caudal do rio nas duas bacias como se apresenta na seguinte tabela.

Tabela 4.1.4.5.1: Tabela com os valores dos caudais do rio obtidos pelo método de traçadores (quer contínuo, quer por impulso), pelo programa em Extend e pelo SWMM para a ribeira de Canelas.

Método	Q (L/s)	
	11-Mai-07	1-Jun-07
Contínuo	81.0	100.0
Impulso	80.6	103.3
Extend	105.6	115.2
SWMM	~100	~100

Observando os caudais do rio na ribeira de Canelas, verifica-se que os valores foram concordantes.

#### 4.2 Qualidade da água

Nas figuras abaixo, apresenta-se graficamente os resultados obtidos das análises aos parâmetros. As respectivas rectas de calibração usadas na determinação dos parâmetros encontram-se no Anexo VI e as tabelas com os resultados obtidos encontram-se no Anexo VII. Nos gráficos de colunas os níveis dos parâmetros encontram-se classificados segundo as diferentes classes de usos múltiplos do quadro do INAG e são comparados, sempre que exista valor máximo recomendado (VMR), valor máximo admissível (VMA) ou valor mínimo admissível (VmA), com o anexo XV do DL 236/98 para a qualidade das águas balneares. O esteiro do Barbosa apenas possui uma amostragem, uma vez que os resultados obtidos na análise dos parâmetros, mostrou que não fazia sentido amostrar nesse local, por se tratar de uma água parada. Uma vez que o estudo realizado por Almeida *et al* (2006) indicou poluição na linha de água de Aradas, a qual desagua no esteiro de S.Pedro, seria de interesse avaliar as duas situações, tanto na linha de água como no esteiro e relacioná-los. O mesmo acontece nos locais 3 e 9, respectivamente ribeira de Aradas e de Canelas, apresentando dados apenas na amostragem do dia 18 Junho 2007.

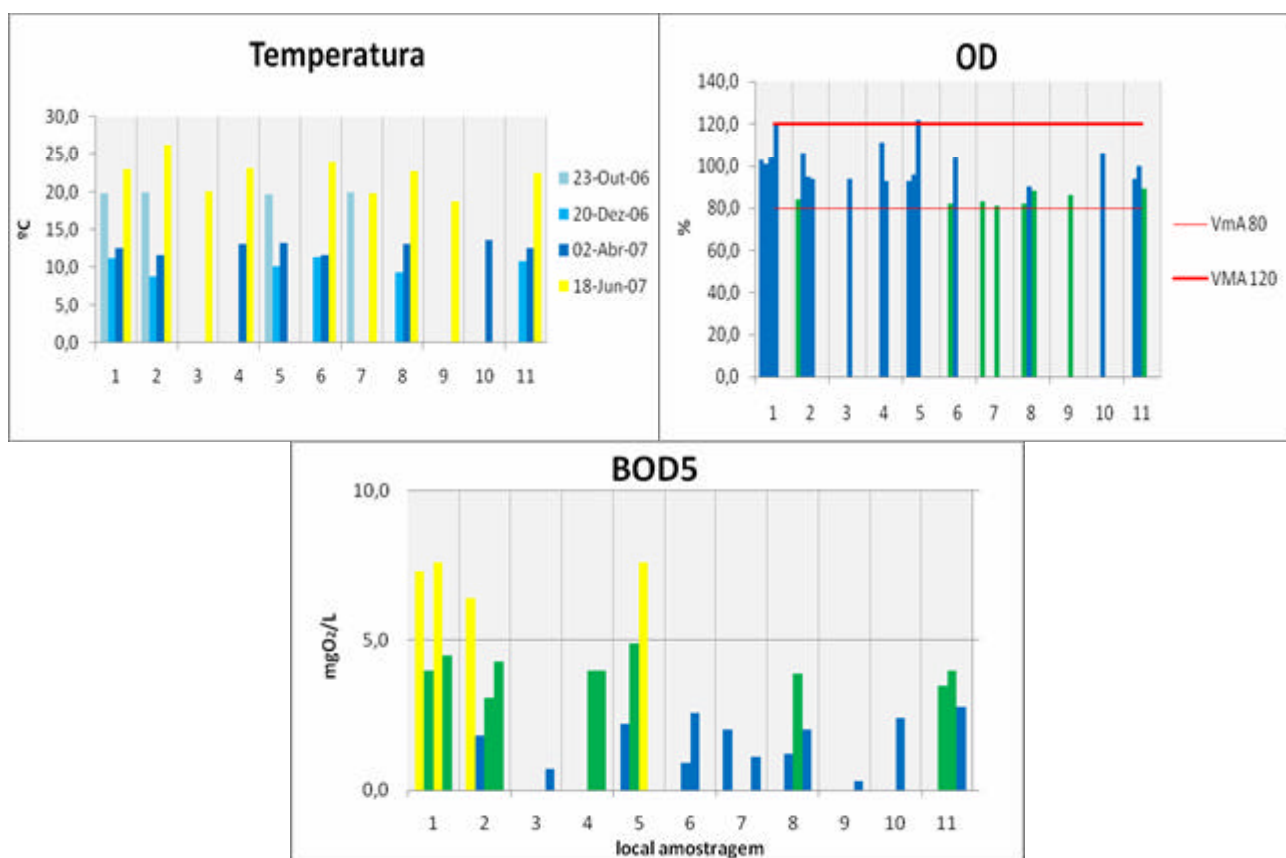


Figura 4.2.1: Evolução da temperatura, do OD e do BOD<sub>5</sub>, ao longo do tempo, nos diferentes locais de amostragem.

Observando os gráficos na figura 4.2.1, verifica-se que houve uma diminuição e depois um aumento consecutivo da temperatura ao longo das amostragens em todos os locais amostrados, acompanhando assim a variação sazonal, ou seja, durante os meses quentes (neste caso a Primavera) a temperatura da água aumentou devido à maior radiação solar e nos meses frios (Outono e Inverno) a temperatura diminuiu. Em alguns casos, para além de terem sido colhidas amostras nos esteiros, também foram colhidas amostras nas massas de água que desaguam nesses esteiros. Verificou-se na amostragem de 18 de Junho de 2007, que a água dos esteiros é mais quente do que as respectivas massas de água. O esteiro de S. Pedro (local 2) possuía uma temperatura de 26°C, enquanto que a ribeira de Aradas (local 3) apenas tinha 20°C. O mesmo aconteceu no esteiro de Esgueira (local 6) com 24°C e a ribeira de Esgueira (local 7) com 20°C, e no esteiro de Canelas (local 8) com 23°C e a ribeira de Canelas (local 9) com 19°C. Existe uma nítida diferença de temperatura, entre 4 a 6°C. O que acontece é que a água dos esteiros fica por aí retida e estando exposta ao ambiente e ao sol, aquece. Por outro lado, as linhas de água são correntes alimentadas pelo aquífero e que ainda não aqueceram. Assim é de esperar que a diferença de temperatura esteja relacionada com variações nos outros parâmetros

Os teores de OD encontram-se dentro dos limites legislados (80 e 120%) e de acordo com a classificação do INAG permitem classificar as águas como não poluídas (cor azul) ou fracamente poluídas (cor verde). Na análise do gráfico do BOD<sub>5</sub> verifica-se que os locais 1, 2 e 5, correspondendo respectivamente aos esteiros de Ílhavo, de S. Pedro e ao canal de S. Roque apresentam valores entre os 6,4 e os 7,6 mgO<sub>2</sub>/L, indicando entrada de matéria orgânica. No entanto os níveis de OD não baixaram. Isto explica-se pelo facto de as amostras corresponderem a momentos de dia e com baixa altura de água, favoráveis à fotossíntese. Pelo contrário nos esteiros de Canelas e de Esgueira as concentrações de BOD<sub>5</sub> são baixas e as concentrações de oxigénio dissolvido são inferiores ao esperado.

Estes resultados são concordantes com os resultados do OD obtidos da amostragem do Baixo Vouga lagunar, que mostraram que os esteiros do Barbosa e de Canelas denotam sensibilidade ao enriquecimento orgânico, porque apesar das concentrações baixas de BOD<sub>5</sub> as concentrações de oxigénio dissolvido são inferiores ao esperado.

Observando a figura 4.2.2 do BOD<sub>5</sub> em função do OD, verifica-se que o local 1 correspondendo ao Esteiro de Ílhavo apresenta contaminação por matéria orgânica, nos dias 23 Outubro 2006 e 2 Abril 2007, e o local 2, esteiro de S. Pedro apenas no dia 23 Outubro 2006. Estes dois locais apresentam poluição de origem doméstica.

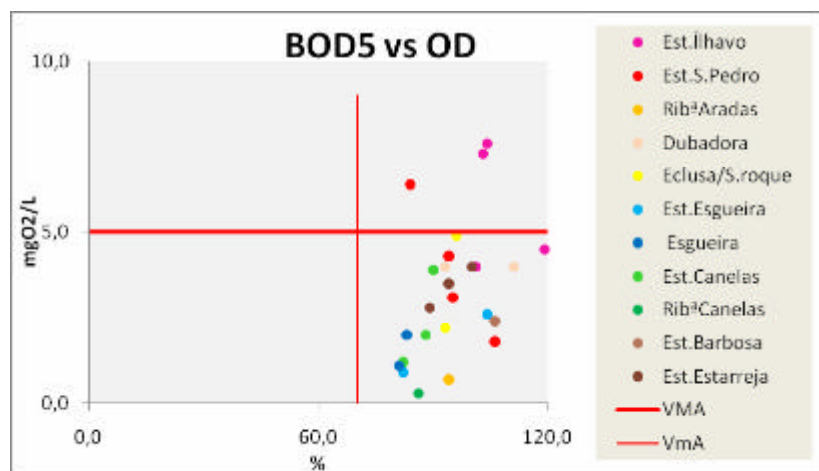


Figura 4.2.2: BOD<sub>5</sub> em função do OD nos diferentes locais de amostragem.

Na figura 3.2.2, verifica-se que houve uma intensa precipitação no dia 23 de Outubro de 2006 e em menor quantidade no dia 2 de Abril de 2007. No momento das colheitas no esteiro de Ílhavo, era visível a presença de sólidos típicos de água residual, o que se explica pela falta de capacidade de vazão das condutas de saneamento ocorrendo portanto descarga directa para a Ria. Confirma-se assim a poluição orgânica deste local.

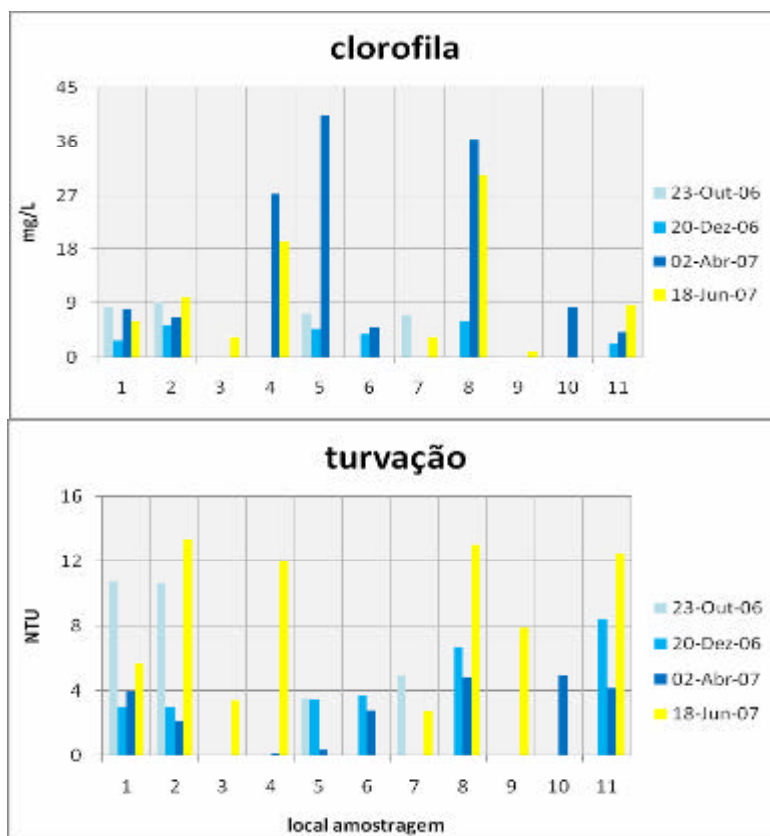


Figura 4.2.3: Evolução da clorofila e da turvação, ao longo do tempo, nos diferentes locais de amostragem.

Os níveis de clorofila não ultrapassaram os 10mg/L em quase todos os locais amostrados, excepto nos locais 4,5 e 8, correspondendo respectivamente aos canais central e de S.Roque e ao esteiro de Esgueira. Os valores nesses locais variam entre 19 e 40 mg/L indicando águas com alguma eutrofização. Quanto à turvação das águas verifica-se que, de uma forma geral, esta tem diminuindo durante as três primeiras amostragens (estação de maior precipitação) aumentando acentuadamente na amostragem do dia 18 Junho 2007. Houve assim diluição das águas dos locais amostrados devido às precipitações.

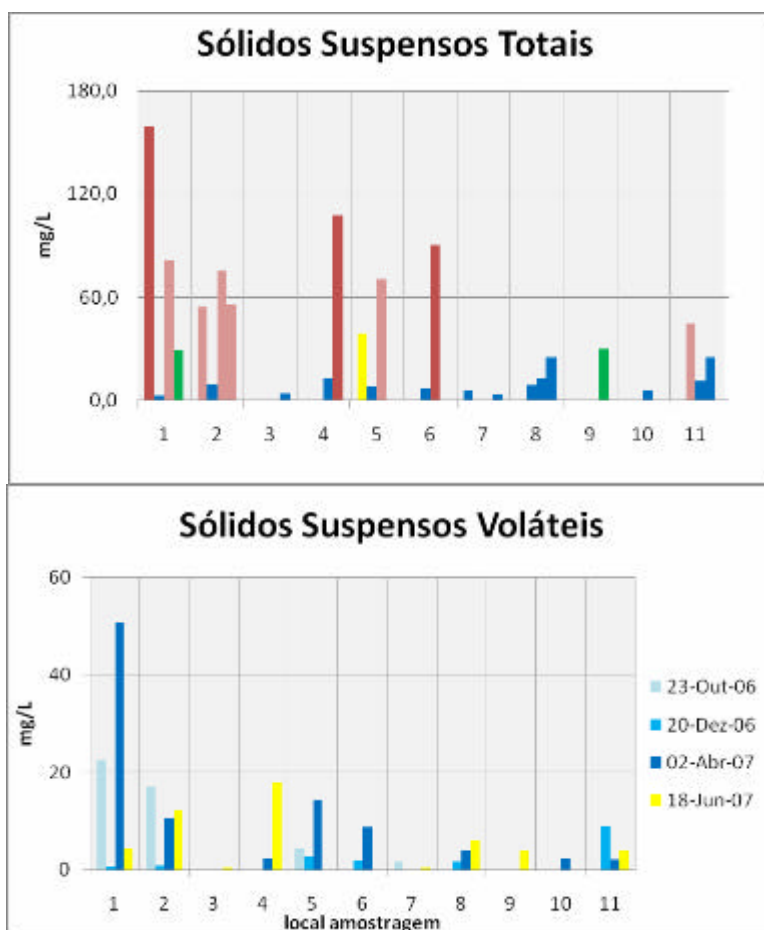


Figura 4.2.4: Evolução dos SST e SSV, ao longo do tempo, nos diferentes locais de amostragem.

No gráfico dos SST, verificam-se picos ao longo das amostragens em todos os esteiros amostrados, excepto no de Canelas e no do Barbosa. No local 1 (esteiro de Ílhavo) estes picos que atingem 160 e 82 mgSST/L nos dias 23 Outubro 2006 e 2 Abril 2007 respectivamente, estarão associados aos sólidos orgânicos, uma vez que correspondem a 23 e 51 mg/L de SSV e aos aumentos de BOD<sub>5</sub>. Na ribeira de Aradas (local 3) o nível de SST obtido no dia 18 Junho 2007 é de 4,1mg/L, comparado com o valor de 55mg/L obtido no esteiro de S.Pedro, pode-se afirmar que os sólidos não provêm desta ribeira. Para além disso, existe uma semelhança dos picos dos SST com os da salinidade no local 2, pelo que provavelmente durante a enchente serão arrastados sólidos. Outra hipótese seria a ribeira do Braga influenciar esses níveis e não a de Aradas. Segundo os resultados de Joana et al (2006), a ribeira de Aradas encontra-se



mais poluída do que a ribeira do Braga, no entanto, os SST na linha do Braga são superiores aos da linha de Aradas na amostragem do dia 24 Fevereiro 2006 (12 e 0,5mg/L respectivamente), o mesmo não acontece na amostragem do dia 21 Junho 2006, onde os níveis de ambas as linhas de água são semelhantes (13 e 16mg/L respectivamente). Os valores obtidos nos canais centrais de Aveiro por vezes encontram-se acima de 60mg/L, pelo que comparando com os níveis de clorofila por vezes acima de 18mg/L poderão indicar a sua presença devido à eutrofização. No entanto, os SSV também são elevados, pelo que existirão também sólidos orgânicos.

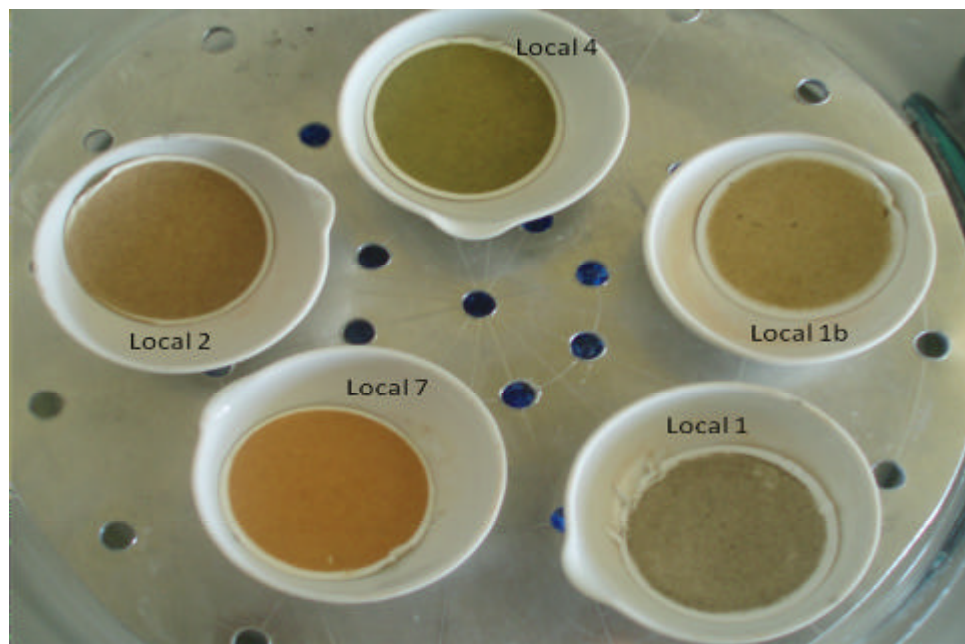


Figura 4.2.5: Filtros com os sólidos do dia 23 Outubro de 2006 em alguns locais de amostragem.

Esta figura mostra os filtros, após a filtragem dos sólidos, das amostras dos respectivos locais de amostragem colhidas no dia 23 Outubro de 2006, na qual, foram filtrados 200mL no local1 (esteiro de Ilhavo), 400mL no local 2 (esteiro de S.Pedro), 300mL no local 4 (canal central) e 800mL no local 7 (ribeira de Esgueira). Os sólidos presentes no filtros apresentam diferentes cores o que nos poderá apontar para uma origem, por exemplo no local 4, a cor é esverdeada, mostrando a existência de clorofila e portanto água com alguma eutrofização. O local 1, apresenta uma cor castanha escura e o aspecto da água era densa, e naltura da colheita verificou-se presença de esgoto, pelo que estarão presentes sólidos orgânicos. No local 7, a água apresentava aspecto ferroso, pelo que poderão ser sólidos de ferro.

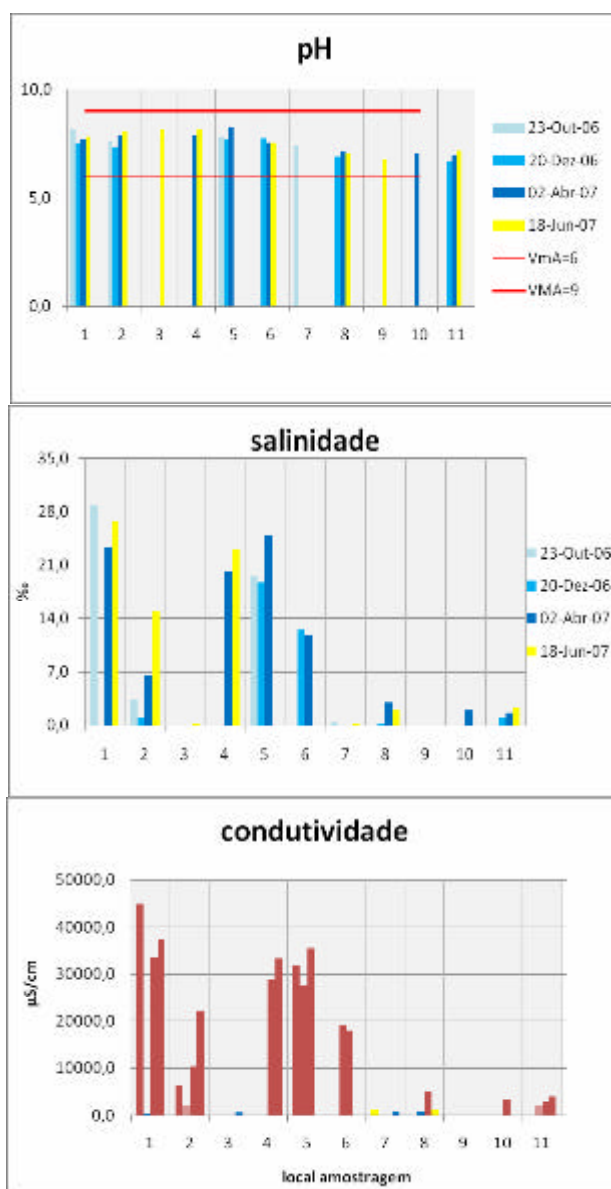


Figura 4.2.6: Evolução do pH, da salinidade e da condutividade, ao longo do tempo, nos diferentes locais de amostragem.

Uma vez que os locais amostrados, principalmente os esteiros, são locais com influência da maré, e portanto da água salgada, os gráficos correspondentes ao pH, à salinidade e à condutividade mostram quando estamos na presença de água salgada (maré enchente) e portanto os valores são mais elevados, tendo a água do mar uma salinidade de 35, ou na presença de água doce (maré vazante) com valores baixos, sendo os valores da salinidade perto de zero. É preciso ter em conta que, quando a maré enche, pode arrastar consigo, para além da água do mar, outras descargas provenientes de outros rios ou massas de água por onde esta passa. Por outro lado, quando na presença da vazante, recolhe-se o que vem de montante dessa mesma ribeira. Aquando das amostragens teve-se o cuidado de recolher as amostras no final da maré vazante, no entanto isso nem sempre é fácil de conseguir. Verifica-se que o local 1 (esteiro de Ílhavo) apresenta em todas as amostragens,

excepto no dia 20 de Dezembro 2006, uma salinidade (acima de 23‰) e condutividade (acima de  $34\text{mScm}^{-1}$ ) elevadas, no entanto era visível a corrente vazante. As amostragens feitas nos canais centrais de Aveiro e de S.Roque possuem sempre valores altos de salinidade e condutividade visto que as comportas na eclusa estão fechadas e portanto a água permanecia pelos canais. Nos restantes locais os valores são mais baixos, embora em alguns casos se tenha recolhido água com características salobra. Por exemplo, o local 6 (esteiro de Esgueira) apresenta valores elevados de salinidade (mais ou menos 12), pelo que poderemos estar na presença de efluente proveniente das linhas de água de Mataduchos. O mesmo acontece no esteiro de Canelas, na amostragem do dia 2 Dezembro 2007, onde o valor de salinidade foi de 3. Comparando com as amostragens anteriores que são de pouco menos de 0,5, nesta amostragem poderá estar presente efluente proveniente do rio Antuã, que desagua mais à frente, visto que a maré já estava a subir. É necessário ter em conta isto, na interpretação dos resultados dos diferentes parâmetros analisados. Verifica-se também que durante a estação de maior precipitação os valores de salinidade são mais baixos, aumentando depois na estação seca. Isto acontece porque os caudais de água doce aumentam com o ciclo de precipitação. Os valores de pH em todos os locais amostrados mantiveram-se dentro dos valores legislativos (entre 6 e 9), e nota-se que quando a salinidade aumenta, o pH também sofre um ligeiro acréscimo. As águas com uma condutividade acima de  $1000\mu\text{Scm}^{-1}$ , são consideradas não aplicáveis à maioria das utilizações, segundo a classificação do INAG. Neste caso como as águas amostradas se encontram constantemente influenciadas pela água salgada é normal que estes valores sejam elevados. Os valores nos esteiros de Canelas e de Estarreja são bastante inferiores quando comparados com os restantes esteiros, o que pode ser explicado por uma menor influência da maré.

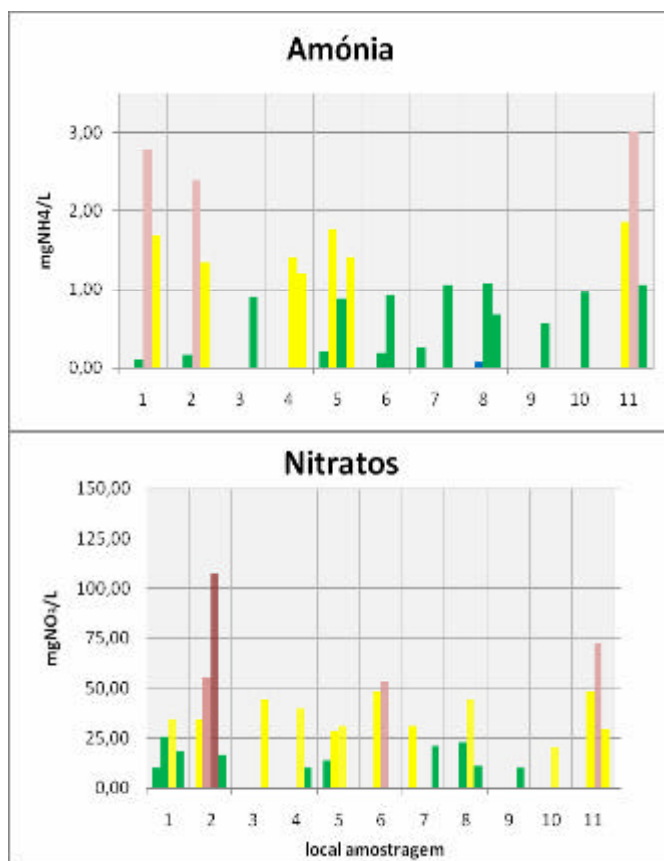


Figura 4.2.7: Evolução da amónia e dos nitratos , ao longo do tempo, nos diferentes locais de amostragem.

Quanto aos níveis de azoto presentes nos locais de amostragem, verifica-se que a amónia atinge valores acima de 1mgNH<sub>4</sub>/L (águas poluídas) nos locais 1, 2, 4, 5 e 11. Foram atingidos valores acima de 2mgNH<sub>4</sub>/L, na amostragem do dia 2 Abril 2007 nos esteiros de Ílhavo e de S.Pedro (local 1 e 2 respectivamente) os quais poderão estar associados a poluição doméstica, e no esteiro de Estarreja (local 11), provavelmente devido a efluentes industriais ricos em amónia. No entanto, é de salientar o facto de nos esteiros de Ílhavo e de S.Pedro, os níveis de amónia do dia 20 Dezembro 2006 estiveram abaixo de 0,2mgNH<sub>4</sub>/L, e observando o gráfico da salinidade nesse dia, verificamos que os valores de salinidade também foram baixos (0 no esteiro de Ílhavo e 1 no esteiro de S.Pedro). Nos restantes das amostrados, os valores de salinidade e de amónia foram elevados. Ora uma vez que a água do mar não possui amónia, esta provem da acumulação e depósito da matéria orgânica no fundo que liberta amónia e é transportada. Nos canais central e de S.Roque acontece o esmo, ou seja, libertação de amónia pela deposição de matéria orgânica. Quanto aos níveis de nitratos, verifica-se que apesar de estes serem muitas vezes superiores a 25 mgNO<sub>3</sub>/L (indicando águas poluídas), os locais 2, 6 e 11 (esteiros de S.Pedro, Esgueira e Estarreja, respectivamente), apresentaram valores acima de 50mgNO<sub>3</sub>/L em algumas amostragens, tendo-se obtido 107mgNO<sub>3</sub>/L no local 2, no dia 2 Abril 2007. Verifica-se também, em todos os locais amostrados, que os níveis de nitratos aumentaram durante as três primeiras amostragens diminuindo depois na última amostragem. Os valores elevados poderão estar associados à

utilização de adubos e fertilizantes nos campos agrícolas, pelo que durante as chuvadas (estações de maior precipitação) estes são arrastados até ao meio receptor. Observando a percentagem de ocupação do solo (tabela) de facto a bacia de S.Pedro e de Estarreja possuem grandes áreas agrícolas (71 e 47% respectivamente). Quanto à bacia de Esgueira a área agrícola é de 21%, sendo os valores obtidos demasiados elevados comparando com a área, visto que Ílhavo possui 53% de área agrícola e no entanto os valores são muito inferiores. Analisando os resultados obtidos na ribeira de Esgueira (local 6) os valores foram de 31 e 21mgNO<sub>3</sub>/L nas amostragens do dia 23 Outubro 2006 e 18 Junho 2007 respectivamente. Como nesses dias não foi medido os níveis de nitratos no esteiro de Esgueira (local 6), não é possível comparar com a ribeira visto que a tendência dos nitratos foi aumentar nas três primeiras amostragens, o que de facto parece ter acontecido. No entanto os resultados da figura de *Joana et al*, mostram que na ribeira de Esgueira (local 2 na figura) os níveis estiveram sempre acima ou igual a 25mgNO<sub>3</sub>/L, indicando transporte de nitratos por parte da ribeira. Como o local 1 (ribeira de Mataduchos) na figura apresenta valores mais baixos do que o local 2, não houve assim influência desta ribeira nos resultados obtidos. Observando o mapa com a zona vulnerável de Aveiro, verificamos que esta engloba as bacias de Esgueira, Aveiro e S.Pedro, pelo que estas bacias estão sujeitas a nitratos de origem agrícola. Os níveis elevados em nitratos são assim explicados por esta razão. Nesta zona vulnerável deveria também incluir uma área na bacia de Estarreja, uma vez que os valores obtidos são elevados. Os locais 1 e 8 (esteiros de Ílhavo e Canelas respectivamente) apresentaram valores baixos, excepto no dia 2 Abril 2007, onde os níveis foram 35 e 44 mgNO<sub>3</sub>/L respectivamente.

O local 3 (ribeira de Aradas) apresentou 44mgNO<sub>3</sub>/mL no dia 18 Junho 2007, no entanto o esteiro de S.Pedro (local 2) apresentou 17mgNO<sub>3</sub>/L. No gráfico da salinidade, verifica-se que nesse dia, o esteiro de S.Pedro apresentou 15‰, o que mostra que houve diluição dos níveis provenientes da ribeira com a água salgada. Na figura, verificamos que a ribeira de Aradas possui valores mais elevados do que a ribeira do Braga, ambas desaguam no esteiro de S.Pedro, pelo que os valores elevados em nitratos no esteiro são provenientes em grande parte pela ribeira de Aradas.

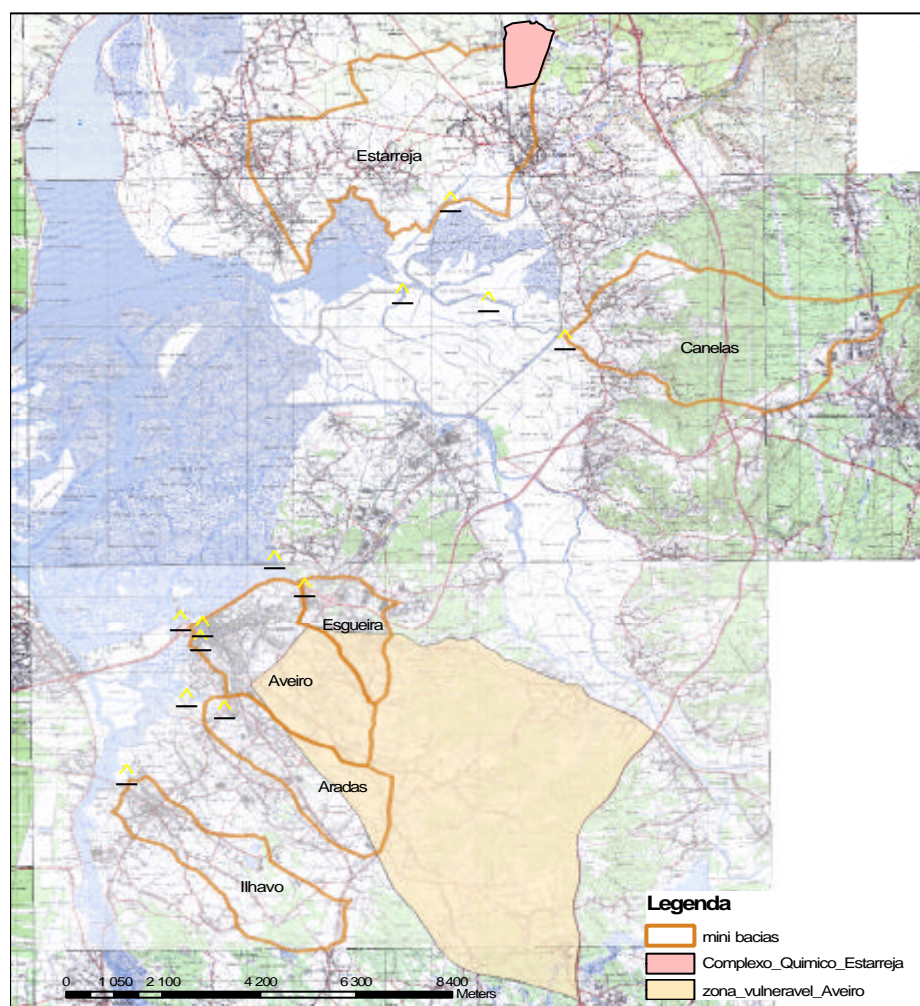


Figura 4.2.8: Mapa com a zona vulnerável e Aveiro, os locais de amostragem e as mini bacias.

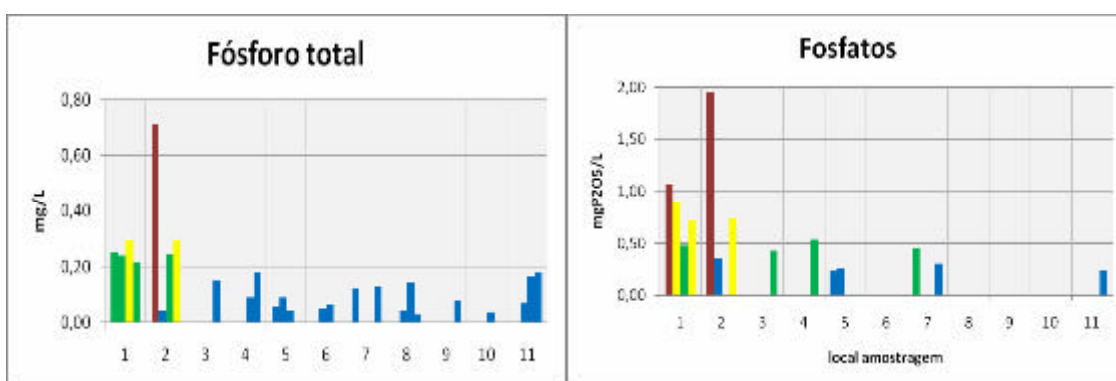


Figura 4.2.9: Evolução do fósforo total e dos fosfatos, ao longo do tempo, nos diferentes locais de amostragem.

Analisando os valores do fósforo, verifica-se que os esteiros de Ilhavo e de S. Pedro possuem sempre os valores mais elevados, acima de 0,2mgP/L, excepto na amostragem do dia 20 Dezembro 2006 e no esteiro de S. Pedro, onde o valor foi de 0,04mgP/L. A ribeira de Aradas apresentou na amostragem do dia 18 Junho 2007, metade do valor obtido no esteiro de S. Pedro, que foi de 0,3mgP/L. Significa então que existe outra fonte para além da ribeira,

provavelmente provém da outra ribeira, a do Braga. Os resultados da figura mostram que ora a ribeira do Braga possui níveis de fósforo total superiores aos da ribeira de Aradas, ora acontece o contrario. Portanto as fontes de fósforo no esteiro provêm de ambas as ribeiras que nele desaguam. Os resultados deste trabalho mostram que estes esteiros apresentam efluente doméstico. Os níveis de fosfatos confirmam os resultados acima mencionados.

Analisando os gráficos dos parâmetros microbiológicos, verifica-se que os enterococcus são superiores no local 1 e 2, correspondendo aos esteiros de Ílhavo e de S.Pedro, ultrapassando as 500UFC/100mL de amostra, no entanto não atingem o VMA de 2000. Quanto ao gráfico da E.Coli, a amostragem do dia 2 Abril 2007 apenas apresentou no local 2, um valor acima do limite legislado, que foi de 6000. No entanto os valores obtidos na amostragem do dia 18 Junho 2007 ultrapassaram o VMA de 2000, excepto nos locais 5, 8, 9 e 11. O local 3 apresentou na última amostragem um valor de 18700UFC/100mL, sendo o nível no esteiro de 5000. Verifica-se que houve diluição desta bactéria com a água salgada (valor de salinidade de 15). Algo semelhante aconteceu na ribeira de Esgueira, onde o nível de E.Coli foi de 16800UFC/100mL, sendo o nível do esteiro de 3100. Nesse dia não foi medida a salinidade no esteiro de Esgueira, mas pelas outras amostragens, este contem valores altos de salinidade (cerca de 12), e nesse dia o esteiro já se encontrava na enchente. O que mostra que houve diluição com a água salgada devido à maré. Estas ribeiras, a de Aradas e a de Esgueira apresentam cargas provenientes de descargas. Na ribeira de Canelas o valor obtido foi de 7, no entanto no esteiro de Canelas esse valor foi de 100. Neste caso não houve diluição, pelo contrario houve acréscimo. Nesse dia a maré já se encontrava na enchente, pelo que poderá ter ocorrido influência do rio Antuã. Observando o gráfico obtido através dos resultados das amostragens do Baixo Vouga Lagunar, verifica-se que o Rio Antuã possui níveis de contaminação fecal (valores dos CT) acima dos níveis no esteiro de Canelas. O que indica que na maré enchente o esteiro de Canelas sofre influência da carga proveniente do Antuã. Verifica-se também no gráfico da E.coli que de um modo geral os valores da amostragem do dia 18 Junho 2007 são superiores aos da amostragem do dia 2 Abril 2007, excepto no local 2 e 11, sendo explicado pela entrada de água salgada, que dilui os níveis. Isto mostra que os níveis de contaminação fecal são superiores no verão, uma vez que os caudais de água doce são inferiores, pela diminuição da intensidade de precipitação, não ocorrendo assim diluição deste parâmetro com a água doce. Na observação do gráfico dos nitratos, verificou-se que o local 2 e 6 (respectivamente esteiro de S.Pedro e Esgueira) possuíam níveis elevados, pelo que a aplicação de estrumes para além de aumentar a carga em nitratos também contribui com poluição microbiológica, confirmando os valores altos de E.Coli nas ribeiras que desaguam nestes locais, ou seja a ribeira de Aradas e a de Esgueira. Estes resultados mostraram que o esteiro de S.Pedro apresentou contaminação fecal nas duas amostragens, enquanto que os esteiros de Ílhavo e de Esgueira e o canal central de Aveiro apresentaram contaminação fecal



no dia 18 Junho 2007. Para além disso, as respectivas ribeiras, que desaguam no esteiro, possuem níveis mais elevados, sendo estes diluídos com o efeito da maré.

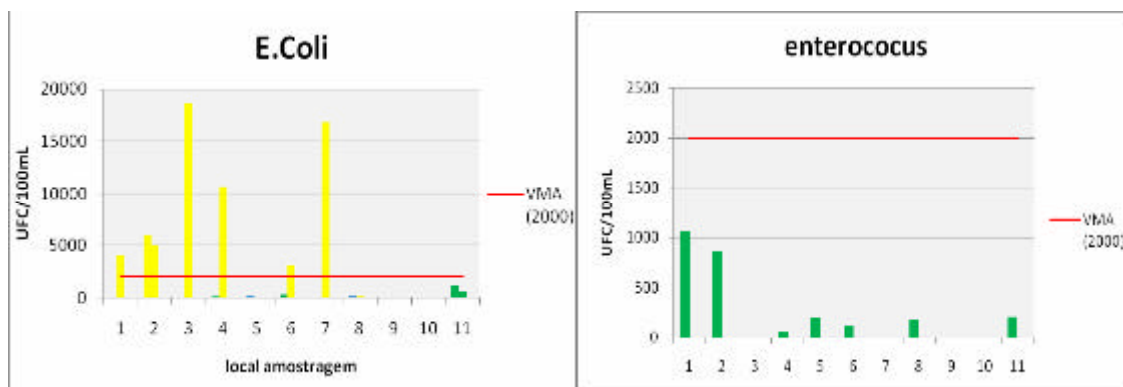


Figura 4.2.10: Evolução da E.Coli nos dias 2 de Abril e 18 de junho de 2007 e dos enterococcus no dia 2 Abril 2007 para os diferentes locais de amostragem.

Quanto aos níveis de Cádmio obtidos nos locais amostrados, verifica-se que o esteiro de S.Pedro (local 2) apresentou na amostragem do dia 23 outubro o nível mais elevado, correspondendo a 0,47mg/L. Estando este valor abaixo do VMA (1mg/L). Os valores de zinco nos locais amostrados também se encontram abaixo do limite admissível (1mg/L) excepto no esteiro de Estarreja (local 11) nas amostragens do dia 20 dezembro 2006 e 2 Abril 2007. Os resultados obtidos do Laboratório Central (método ICP) foram inferiores aos obtidos no laboratório do Departamento de Ambiente e Ordenamento (pelo método espectrofotómetro de absorção atómica), indicando no entanto valores de zinco mais elevados no esteiro de Estarreja quando comparados com os outros locais. A análise dos restantes metais encontra-se na seguinte tabela.

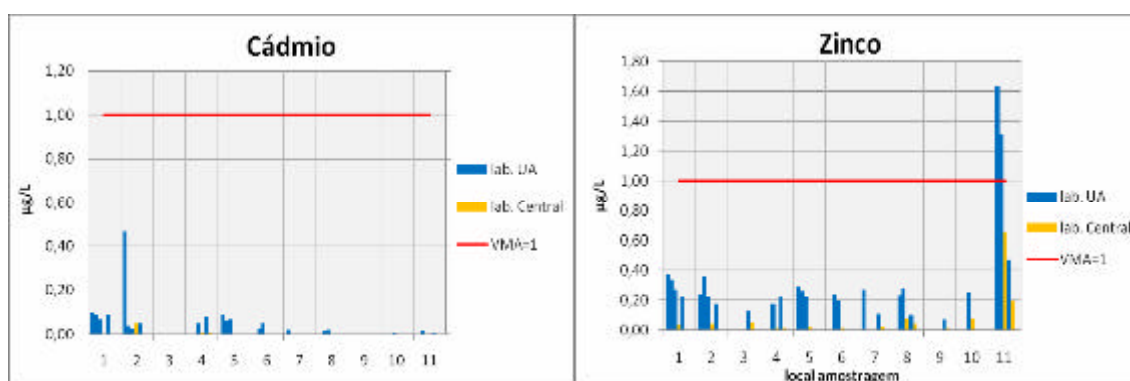


Figura 4.2.11: Evolução do Cádmio e do Zinco, ao longo do tempo, nos diferentes locais de amostragem.



Tabela 4.2.1: Tabela com os valores dos metais analisados no laboratório central para os locais de amostragem.

Local	Data	Níquel (µg/L)		Crómio (µg/L)		Cobre (µg/L)	
		02-Abr-07	18-Jun-07	02-Abr-07	18-Jun-07	02-Abr-07	18-Jun-07
1	Ílhavo			<5		<10	<10
2	S.Pedro	<10		7,32		11,7	
3	Ribeira do Braga			<5		<10	14,7
4	Santos Mártires	40,3		12,3		11,8	
5	Eclusa/S.Roque			<5		10,2	
6	Esgueira	<10	<10	5,21			<10
7	Ribeira de Esgueira			<5			
8	Canelas	18,6		7,45		<10	
9	Ribeira de Canelas	<10			5,24		10,5
10	Barbosa	13,1		<5			<10
11	Estarreja	<10			<5	12,3	13

Nota: Os valores para o Arsénio em todos os locais amostrados e nos dois dias de amostragem foram <20µg/L.

Na tabela acima, os valores dos metais (Crómio e Cobre) obtidos para os locais de amostragem foram classificados segundo a tabela do INAG. Desses resultados apenas um valor se destaca, sendo esse o valor de 12,3µg/L de crómio obtido no canal central de Aveiro (local 4) no dia 2 Abril 2007. Nesse mesmo local e dia, obteve-se 40,3µg/L de níquel. Este valor elevado poderá estar associado a uma descarga ocasional de efluentes urbanos no Cais dos Santos Mártires.

## Capítulo 5 – CONCLUSÕES E PROPOSTAS

Seguindo o curso do rio Vouga, a Ria de Aveiro foi dividida na bacia do canal de Mira, na bacia do canal de Ovar, bacia do canal de Ílhavo e na bacia do canal da Murtosa, que correspondem aos principais rios. Em cada uma destas bacias foram delimitadas da sub-bacia do rio principal, as sub-bacias dos pequenos rios que desaguam directamente na Ria. Em Resultado desta divisão foram identificadas 17 sub-bacias. Estas foram agrupadas em dois tipos: as bacias pequenas, com linhas de água efémeras, e as bacias médias, com linhas de água intermitentes ou perenes. As sub-bacias pequenas estão situadas no lado Oeste, em terrenos arenosos, e as sub-bacias médias do lado Este.

### **5.1. Resultados da Caracterização Hidrológica**

Os resultados da caracterização hidrológica mostram que a faixa correspondente às bacias pequenas é caracterizada por uma zona praticamente plana, pouco declivosa, onde os pontos mais altos são atingidos próximo da costa, devido às dunas, alcançando os 14m na zona Norte, e os 29m na zona Sul, originando aí um declive bastante acentuado. As linhas de água, quando existentes, são principalmente de ordem 1, cujo carácter é não permanente, aparecendo apenas durante as chuvadas. O escoamento superficial nas bacias tanto se dá em direcção ao mar como em direcção à ria, sendo difícil de determinar a linha de divisão de águas. Nas bacias do Bunheiro, Murtosa e zona portuária, o escoamento é feito por valas que drenam directamente para os esteiros da Ria de Aveiro. As bacias pequenas possuem áreas entre os 13 e os 53 km<sup>2</sup>. Apresentam uma fraca densidade de drenagem não ultrapassando os 0,5 kmkm<sup>-2</sup>; o percurso médio do escoamento superficial atinge 13,2 km. O solo é maioritariamente do tipo Regossolos, pertencendo ao grupo hidrológico B, sendo representado por solos medianamente profundos e drenados, possuindo uma textura moderadamente grosseira. Têm uma velocidade de infiltração média. É uma zona caracterizada por grandes áreas de florestas resinosas, existindo também à volta da Ria culturas de sequeiro e de regadio. Os núcleos urbanos próximos da costa correspondem às praias balneares; nas outras bacias são em maior número e mais dispersos.

Concluiu-se que as bacias médias têm as seguintes características hidrológicas:

As bacias dos rios Fontela, Negro e Gonde, e Seixo são caracterizadas por declives acentuados nas cabeceiras das bacias e menos acentuado nas margens. As linhas de água variam entre a ordem 2 e 4, e são muito declivosas nas cabeceiras, diminuindo depois nos vales. As suas áreas variam entre os 20 e os 44km<sup>2</sup>. Apresentam densidades de drenagem de 0,9 a 2 kmkm<sup>-2</sup>. O escoamento é de Este para Oeste. Em contraste, a bacia de Estarreja é relativamente plana, tendo características muito semelhantes às bacias pequenas. Nesta bacia o escoamento dá-se de Norte para Sul em direcção à Ria. O solo destas é em grande parte do tipo cambissolos húmicos associado a rochas sedimentares. São solos com uma capacidade de infiltração média e pertencem ao grupo hidrológico B. No vale destas bacias o solo é do tipo

Regossolos. Predominam as florestas do tipo folhosa e a agricultura, havendo pequenos núcleos urbanos. As áreas impermeáveis rondam os 3-4%.

As bacias de Canelas do rio Fontão possuem as mesmas características das bacias do primeiro grupo, embora o solo dos vales das linhas de água seja do tipo Fluvissolos e Solonchanks. A bacia de Canelas é a de maior área atingindo os 51km<sup>2</sup> e possuindo um grau de ramificação de 5, Apresentam boas densidades de drenagem (até 2,48 kmkm<sup>-2</sup>) e pequeno percurso médio do escoamento superficial (0,1km). As características de relevo são semelhantes às do primeiro grupo.

As bacias situadas a Sudeste incluem a bacia de Aveiro, de Ílhavo, a bacia da Vala Real e a bacia de Vagos. O declive do terreno destas bacias é mais acentuado na margem da Ria e nos vales das linhas de água. As suas áreas variam entre os 40 e 46km<sup>2</sup>. Apresentam uma boa densidade de drenagem, excepto a bacia de Vala Real com um valor inferior a 0,5kmkm<sup>-2</sup>, possuindo um percurso médio superior de 0,53km. As cotas máximas destas bacias são muito inferiores às anteriores e diminuem de Sul para Norte desaguando no canal de Ílhavo e nos canais da Ria. Podem atingir cotas de 66m do lado Este do canal de Ílhavo e cotas de 29m do lado Oeste. O tipo de solo predominante nas bacias a Este é Cambissolo possuindo nas cabeceiras o tipo Podzol. Na bacia de Vala Real o solo predominante é Regossolo. As bacias de Aveiro e Ílhavo possuem a maior influência urbana, sobretudo nas margens da Ria e ainda uma influência agrícola de aproximadamente 50%. A área impermeável em Aveiro atinge os 33% e em Ílhavo os 13%. As bacias de Vagos e Vala Real por seu lado possuem grandes áreas florestais e agrícolas variando entre os 30 e os 55%. As áreas impermeáveis destas duas bacias são mais baixas, variando entre os 2 e 4%.

## **5.2 Simulação hidrológica**

As bacias pequenas, assim como a bacia de Estarreja e da Vala Real, apresentam um comportamento semelhante, isto é, durante os períodos de maior precipitação podem ocorrer cheias, visto que apesar de apresentarem uma boa capacidade de infiltração, possuem um declive muito baixo e o nível freático pode atingir facilmente a superfície e originar alagamento. As restantes bacias, com a excepção da bacia de Vagos apresentam comportamentos semelhantes entre si, embora as bacias maiores e com declives mais acentuados apresentem caudais mais elevados, enquanto que algumas bacias menores e mais planas possam durante os períodos de maior precipitação originar cheias. A bacia de Vagos apresenta um comportamento intermédio entre as bacias pequenas e estas ultimas.

Tendo em conta os resultados obtidos na simulação com o modelo em Extend, que foram concordantes com os valores medidos na ribeira de Canelas, as bacias dos pequenos rios, com uma área de 467,7 km<sup>2</sup>, contribuíram para a Ria de Aveiro um caudal médio anual de 8,4m<sup>3</sup>/s no ano hidrológico de 2005/06.

Quanto aos caudais de água doce provenientes dos maiores rios temos o rio Vouga com 50m<sup>3</sup>/s em média anual e 4m<sup>3</sup>/s nos meses mais secos (Silva, 1994). A contribuição total

de água doce proveniente de toda a área que drena para Ria de Aveiro foi estimada por Silva (1994) em  $73,4\text{m}^3/\text{s}$ . Assim os caudais dos pequenos rios representam uma contribuição pouco superior a 10%, na média anual, mas que ganha importância nos meses secos.

Os resultados mensais da simulação hidrológica, permitem concluir que existe uma contribuição de  $29\text{m}^3/\text{s}$  no Inverno (Dezembro de 2006) e de  $4\text{m}^3/\text{s}$  no Verão, que tem origem nas pequenas bacias adjacentes à Ria de Aveiro.

### **5.3 Qualidade da água em pontos da Ria influenciados pelos rios afluentes**

Dos trabalhos realizados sobre os principais rios que desaguardam na Ria de Aveiro, conclui-se que apesar de existirem rios que transportam cargas poluentes, outros em contrapartida são razoavelmente limpos. Os resultados de Pereira *et al* (1994) indicam maior poluição no Antuã do que no Rio Vouga. Ao longo do rio Antuã existe uma melhoria na qualidade da água, devido ao efeito de diluição das águas pelo rio Ínsua, com a excepção dos níveis de nitratos que são mais elevados; verificou-se que o rio Antuã apresenta uma boa capacidade autodepuradora. (Cerqueira *et al*, 2005). A análise aos parâmetros microbiológicos mostra a contaminação fecal no rio Antuã (resultados do projecto AmbiRia no concelho de Estarreja, 2006). Os resultados do estudo no Baixo Vouga Lagunar (Cerqueira *et al*, 2006), mostram contaminação do rio Antuã com efluente doméstico, no qual os níveis de fósforo total, amónia e CT são mais elevados, mostrando também níveis altos de BOD<sub>5</sub> e sólidos orgânicos. Os níveis verificados nos esteiros (Barbosa e Canelas), onde desagua o rio Antuã, são inferiores, o que mostra haver consumo e perdas por desnitrificação. Esses esteiros apresentam níveis elevados de azoto orgânico, estando associados ao crescimento de fitoplâncton e existe uma sensibilidade ao enriquecimento orgânico e a nutrientes (Cerqueira *et al*, 2006). No Rio Vouga ocorre a degradação da qualidade da água principalmente relacionada com o crescimento de plantas aquáticas (Silva *et al*, 2005). São transportados para a foz e durante as cheias, elevadas cargas de sólidos suspensos e de poluentes associados. Durante o período seco, aumenta a concentração de sólidos suspensos voláteis correspondentes ao fitoplâncton (Silva *et al*, 2005). O rio Cáster e o Antuã são fontes de azoto (IH, 1999), sendo o Antuã o rio que apresenta maior poluição segundo os resultados do INAG (2004). Por outro lado, as valas de Mira apresentam menor poluição (IH, 1999). Dos resultados de Silva *et al* (2002) o rio Cáster e Antuã indicam elevada poluição enquanto que o Rio Vouga é relativamente limpo. Esta afirmação é corroborada pelas conclusões do Projecto REL-NUT (Silva *et al*, 2006) em que se verificou que os rios do sul (Valas de Mira e rio Boco) apresentam características intermédias entre o Rio Vouga e o Antuã.

As cargas médias de azoto e fósforo total que entram na Ria de Aveiro, provenientes dos principais rios, foram estimadas em  $194\text{gs}^{-1}$  e de  $24,7\text{gs}^{-1}$  respectivamente. Nos períodos de verão esses valores diminuem para  $17\text{gs}^{-1}$  e  $2,2\text{gs}^{-1}$  respectivamente (Silva *et al*, 2002). Apesar das cargas transportadas pelos rios, a interacção entre o oceano e a laguna permite a constante renovação da água no interior da mesma. Isto evita a ocorrência de situações graves de eutrofização na Ria de Aveiro. O efeito da maré é o factor principal que controla a distribuição de poluentes na laguna (Lopes & Silva, 2006).

Para além dos rios principais influenciarem a qualidade da água na Ria de Aveiro, as cargas provenientes das áreas mais urbanizadas de Aveiro e Ílhavo contaminam os canais da Ria com níveis elevados em fosfatos (REA, 1999). As maiores cargas poluentes de origem doméstica provêm dos grandes núcleos urbanos que se desenvolvem na margem da Ria, havendo também perturbação microbiológica, na qualidade da água na laguna (Ré *et al*, 1989). Existe poluição nos aquíferos na zona do Complexo Químico de Estarreja associado a origem industrial e agrícola (PBHV, 1999 e LNEC, 1993). Entre 1992 e 1998 houve um decréscimo significativo de cádmio e mercúrio na Ria de Aveiro, no entanto o mesmo não aconteceu com os níveis de nitratos que ultrapassaram os 1mg/L nos anos mais recentes (REA, 1999). O Esteiro de S. Pedro apresentou as concentrações de nutrientes mais elevadas, revelando assim poluição de origem doméstica (amónia e fosfatos) e de origem agrícola (nitritos e nitratos) (Lopes, 2003). Os resultados do trabalho de Almeida *et al* (2006) concluíram que a poluição tóxica proveniente das linhas de água do Concelho de Aveiro é pouco significativa, no entanto existem descargas de origem industrial na zona de Mataduchos (Cacia). O impacto mais significativo é causado por água de escorrências com origem agrícola, urbana e viária. A situação actual permite o uso das massas de água para fins recreativos, mas sem contacto directo devido à contaminação fecal Almeida *et al* (2006).

Os resultados obtidos neste trabalho relativos à monitorização efectuada nos locais de amostragem situados nos esteiros de Ílhavo, São Pedro, Central de Aveiro, Esgueira, Canelas e Estarreja comprovam que:

- A temperatura da água variou, tendo sido medidos valores mais elevados em Junho e mais baixos em Dezembro. Para além disso, em Junho, a temperatura da água nos esteiros foi mais elevada do que a das ribeiras que neles desaguam, o que se explica pelo facto da água dos esteiros ficar retida e exposta ao sol, aquecendo, enquanto a água nas ribeiras é corrente e alimentada pelo aquífero e portanto não aqueceu tanto;
- Os níveis de OD encontram-se dentro dos valores legislados (80 a 120%) e correspondem a uma classe não poluída ou fracamente poluída, segundo a classificação do INAG. Para além disso, os resultados do OD mostram que a Ria de Aveiro encontra-se bem oxigenada, por possuir uma boa capacidade autodepuradora devido ao efeito da maré. Ou seja, mesmo havendo entrada de matéria orgânica os níveis de OD não são baixos.
- Durante a estação de maior precipitação, quando aumentam os caudais de água doce que chegam aos esteiros, os valores de salinidade são mais baixos, aumentando depois na estação seca. O pH também sofre um ligeiro aumento com o aumento de salinidade. Verificou-se que os esteiros apresentam grande influência da maré, podendo os valores de salinidade variar desde 0 (água doce) até 35 (água salgada) e a condutividade desde 500 até 45000  $\mu\text{Scm}^{-1}$  respectivamente.
- Verificou-se que a turvação da água dos esteiros diminuiu no Inverno e aumentou no Verão, o que pode ser explicado pelo crescimento de fitoplâncton.

- Os esteiros de Ílhavo e de S.Pedro apresentam poluição de origem doméstica, que se manifesta por concentrações de BOD<sub>5</sub> acima de 5mgO<sub>2</sub>/L, concentrações de amónia acima de 2mgNH<sub>4</sub>/L e concentrações de fósforo total acima de 0,2mgP/L. Os resultados para o esteiro de Ílhavo revelaram também a presença de sólidos orgânicos (23 e 51mg/L de SSV).
- Verificou-se contaminação fecal de origem humana e animal nas ribeiras de Aradas e de Esgueira, apontando assim a presença de descargas. Apesar dos níveis de E.Coli provenientes destas ribeiras (18700 em Aradas e 16800 em Esgueira) serem elevados, aquando a sua chegada ao esteiro são diluídos pelo efeito da maré, não ultrapassando as 6000UFC. Os valores de enterococcus nos esteiros não ultrapassaram o VMA de 2000, mas excederam o VMR (500UFC/100mL amostra).
- Os esteiros de S.Pedro, de Esgueira e de Estarreja apresentam poluição por nitratos com origem agrícola, visto que os níveis de nitratos em alguns casos ultrapassaram os 50mg/L, atingindo-se no esteiro de S.Pedro, numa das amostragens, 107mg/L. A carga de nitratos nos esteiros de S.Pedro e de Esgueira provem das ribeiras que ali descarregam.
- O canal Central de Aveiro apresentou em algumas amostragens níveis de clorofila acima de 18mg/L, assim como SST acima de 60mg/L e SSV superiores a 14mg/L, que indicam eutrofização. Apesar de este local não ter apresentado elevadas concentrações em nutrientes, o facto da influência da maré ser limitada pelo sistema de comportas pode explicar esta situação.
- O canal dos Santos Mártires apresentou contaminação fecal, tendo sido obtido 10700 UFC/100mL amostra de E.Coli, mostrando assim presença de descargas. Este local apresentou também um nível elevado de Crómio (12,3µg/L) e de Níquel (40,3µg/L) numa das amostragens indicando descarga ocasional de efluentes urbanos transportados pela linha de água do Parque Municipal.
- O esteiro de Estarreja não apresentou indícios de contaminação fecal, no entanto apresenta níveis de amónia elevados, tendo-se obtido 2,84mg/L, o que é explicado pela descarga de efluente industrial. Para além disso, os valores de zinco são mais altos, quando comparados com os restantes locais, atingindo-se em alguns casos níveis acima de 1mg/L.
- O esteiro de Canelas apresentou as melhores condições, não se verificando níveis elevados em nutrientes, bactérias ou metais. No entanto a clorofila apresentou por vezes níveis elevados (> 30mg/L) sendo a água turva. As condições neste esteiro reflectem a ausência de cargas pontuais, embora a qualidade da água dos vários rios que ali afluem não seja muito boa. Os parâmetros analisados neste local encontram-se em conformidade com a legislação, revelando uma água ligeiramente poluída.

Em resumo, concluiu-se que a área urbana presente nas bacias de Aveiro e de Ílhavo contaminam as águas da Ria com efluente doméstico, aumentando os níveis de fósforo, amónia, sólidos e bactérias. Por outro lado, as áreas rurais (uso agrícola e urbano) contribuem para a degradação das águas, quer superficiais quer subterrâneas, com nitratos e bactérias fecais provenientes das fossas sépticas, da aplicação de estrumes, fertilizantes, adubos, pesticidas, entre outros. O sector industrial tem um impacto maior na bacia de Estarreja,

influenciando a qualidade da água no esteiro de Estarreja com valores elevados de amónia e de metais. Existem níveis elevados de nitratos nesta bacia, pelo que devia ser incluída numa zona vulnerável à poluição por nitratos, como acontece no concelho de Aveiro. Verificou-se assim que a qualidade da água num determinado local reflecte o ordenamento e o uso do solo na bacia onde se insere.

## Bibliografia

- Almeida, J.R., Acílio, V., Silva, J.F., 2006.** Estudo de Caracterização, Diagnóstico e Proposta de Requalificação das Linhas de Água do Concelho de Aveiro *in* Um futuro sustentável: Ambiente, Sociedade e Desenvolvimento, 9ª Conferência Nacional do Ambiente, Universidade de Aveiro, Volume 2, 677-683
- Alcântara, F.; Almeida M.A.; Cunha, M.A., 1991.** Relatório da Qualidade Microbiológica da Água da Ria de Aveiro, Relatório do Projecto POLAVEIRO, Universidade de Aveiro, Departamento de Biologia.
- Barros, D., 2005.** Transporte de nutrientes no Canal da Barra, relatório de projecto da licenciatura em Engenharia do Ambiente, Universidade de Aveiro.
- Carpenter, S.R.; Caraco, N. F.; Correll, D.L.; Howarth, R.W.; Sharpley, A.N.; Smith, V.H, 1998.** Nonpoint Pollution of Surface Waters with Phosphorus and Nitrogen, Ecological applications [1051-0761] volume 8 iss:3 páginas 559-568.
- Cerqueira, M.A.; Magalhães, F.P.; Silva, J.F., 2005.** Monitorização da qualidade da Água no rio Antuã, 8º Congresso da Água.
- Cerqueira, M.A.; Magalhães, F.P.; Silva, J.F., 2006.** Plano de Monitorização da Água (Componente Qualitativa): Projecto de Desenvolvimento Agrícola do Vouga, Bloco do Baixo Vouga Lagunar, 6º relatório de actividades elaborado para o Instituto de Desenvolvimento Rural e Hidráulico, Departamento de Ambiente e Ordenamento, Universidade de Aveiro.
- Clesceri, L.S.; Eaton, A.D.; Berg, A.E.G., 1995.** Standard Methods for Examination of Water and Wastewater, 19ª Edição. New York: McGraw – Hill International Editions.
- Decreto-Lei nº77/2006,** Complementa a transposição da Directiva nº 2000/60/CE, do Parlamento Europeu e do conselho, de 23 de Outubro, que estabelece um quadro de acção comunitária no domínio da política da água, em desenvolvimento do regime fixado na Lei nº 58/2005, de 29 de Dezembro, Diário da República 64, série I – A.
- Decreto-Lei nº152/97,** Diário da Republica, série I – A, nº 139, 2959.
- Decreto-Lei nº 235/97,** transpõe para o direito interno a Directiva nº 91/676/CEE, do Conselho, de 12 de Dezembro de 1991, relativa à protecção das águas contra a poluição causada por nitratos de origem agrícola, Diário da República, série I – A, nº203, 4640.
- Decreto-Lei nº236/98,** Diário da república, série I – A, nº176, 3676.



**Decreto Regulamentar nº15/2002** de 14 de Março, Plano da Bacia Hidrográfica do Vouga.

**Direcção Geral do Ambiente, 2000.** Relatório do Estado do Ambiente, Direcção Geral do Ambiente, páginas: 103-115.

**Environmental Protection Agency, 1997.** Volunteer Stream Monitoring: A Methods Manual, United States, Office of Water, EPA 841-B-97-003.

**Feldman, A.D, 2000.** Technical Reference Manual HEC - HMS, US Army Corps of Engineers, Hidrologic Engineering Center.

**Harper, D., 1992.** Eutrophication of freshwaters: principles, problems and restoration, Chapman & Hall.

**Head, P.C., 1985.** Practical estuarine chemistry: a handbook. P.C. Head (edited), Cambridge University.

**Jeffries, M., Mills, D., 1998.** Freshwater Ecology: principles and Applications. John Wiley & Sons Ltd.

**Ketchum, B.H., 1969.** Eutrophication of Estuaries. In: Eutrophication: Causes, Consequences, Correctives. National Academy of Sciences.

**Laboratório Nacional de Engenharia Civil, 1993.** Desenvolvimento de um inventário das águas subterrâneas de Portugal: Caracterização dos Recursos Hídricos Subterrâneas e Mapeamento DRASTIC da Vulnerabilidade dos Aquíferos de Portugal, Relatório final, Relatório 179/93 – GIAS, Ministério das Obras Públicas, Transportes e Comunicações, Lisboa.

**Lei nº 58/2005,** Aprova a Lei da Água, transpondo para a ordem jurídica nacional a Directiva nº 2000/60/CE, do Parlamento Europeu e do Conselho, de 23 de Outubro, e estabelecendo as bases e o quadro institucional para a gestão sustentável das águas, Diário da República 249, série I – A.

**Lencastre, A., Franco, F.M., 2003.** Lições de Hidrologia, 3ª edição, Fundação Armando Lencastre.

**Lopes, C.M.B., 2003.** Dinâmica de nutrientes na Ria de Aveiro, Universidade de Aveiro, Departamento de Química.

**Lopes, J.F., Silva, C., 2006.** Temporal and spatial distribution of dissolved oxygen in the Ria the Aveiro lagoon, ELSEVIER, ecological Modeling 197 (2006) 67-88.

**Mason, C.F, 1988.** Biology of Freshwater Pollution. Longman Singapore Publishers Pte Ltd.

- Moreira, M.H., 1993.** Importância Ecológica das Zonas Húmidas: Caso da Ria de Aveiro. Universidade de Aveiro, Departamento de Biologia, 1-3.
- Néry, F., Sousa, R., Matos, J., 2002.** Hidro25m – desenvolvimento de um Sistema de Referência por Identificadores Geográficos. Actas do VII encontro de utilizadores de informação geográfica (ESIG 2002), Novembro, Oeiras, 13-15.
- OSPAR Comission, 2003.** OSPAR Integrated Report 2003 on the Eutrophication Status of the OSPAR Maritime Area Based Upon the First Applicayions Comprehensive Procedures, OSPAR Comission.
- Pereira, J.M., Almeida, S.F.P., Rino, J.M., Gil, M.C., Pinto, R.M., 1994.** Aspectos da qualidade de águas superficiais da região de Aveiro, Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos (APRH), Congresso da Água 98.
- Ré, M., Rua, J., Borrego, C., 1989.** Estimativa das cargas poluentes de origem doméstica, Gabinete da Ria de Aveiro.
- Rossman, L.A, 2007.** Storm Water Management Model, User's Manual, Version 5.0. United States, Environmental Protection Agency, EPA/600/R-05/040, Cincinnati.
- Saraiva, M.G., Almodôvar, M.M., Seixas, A.M., Cabral, L., Gomes, J., 1988.** Recomendações para a protecção e estabilização dos cursos de água, Direcção Geral dos Recursos Naturais, Lisboa.
- Saraiva, S.C., Neves, R.J., Leitão, P.M., 2005.** Modelação Ecológica da Ria de Aveiro: O papel das macroalgas. Dissertação, Universidade Técnica de Lisboa, Instituto Superior Técnico.
- SFT reports 179/2000, 2000,** Development of HARP Guidelines, Harmonised Quantification and reporting Procedures for Nutrients, Oslo.
- Silva, J. J.F., 1994.** Circulação da água na Ria de Aveiro – Contribuição para o Estudo da Qualidade da Água. Dissertação de Doutoramento, Universidade de Aveiro, Departamento de Ambiente e Ordenamento.
- Silva, J.F., Duck, R.W., Hopkins, T.S., Rodrigues, M., 2002.** Evaluation of the nutrient inputs to a coastal lagoon: the case of the Ria de Aveiro, Portugal, Hydrobiologia 475/476: 379-385.
- Silva, J.F.; Rios, P.; Aparicio, R.; Pinheiro, M.; Oliveira, F., 2005.** A captação de água no Rio Vouga e o controlo do processo de eutrofização, 8º Congresso da Água.
- Silva, J.F., Catarino, J.B., 2006.** Resultados obtidos no projecto REL-NUT, retenção e libertação de nutrientes pelas plantas submersas da Ria de Aveiro (POCTI/MGS/42893/2001). Relatório final, Dezembro 2006.

- Silva, J.F., Duck, R.W. 2006.** Changing use and hydromorphological adjustment in a coastal lagoon – estuarine system, the Ria de Aveiro, Portugal. *In* sediment Dynamics and the Hydromorphology of Fluvial Systems (Proceedings of a symposium held in Dundee, UK, July 2006), IAHS Publ. 306, 197-204.
- Silva, J.F., 2007.** Resultados de medições de fluxos no canal da Barra nos anos de 2003 a 2005. Comunicação pessoal.
- Valente, M., 2004.** Hidráulica Aplicada 2 – Trabalho Prático, Caracterização geométrica de bacias hidrográficas a partir de Imagens de Satélite, Guião para a execução do trabalho, Escola Superior de Tecnologia e de Gestão, no site: <http://www.ipb.pt/~mnvalente/2005-1sem/HA2/HA2-TRABALHO-Parte2-Guia.pdf>.
- Verdin, K.L., Verdin, J.P., 1999.** A topological system for delineation and codification of the Earth's river basin, *journal of hydrology*, 218, 1-12.
- Vinhas, T. e Valença, M., 1990.** Vigilância da Qualidade da Água da Ria de Aveiro (1990). Direcção Técnica da Divisão de Química e Poluição, projecto QP0401/90, Relatório Final (rel.TF.QP04/90), Instituto Hidrográfico, Lisboa.
- Vinhas, T. e Valença, M., 1991.** Vigilância da Qualidade da Água da Ria de Aveiro (1991). Direcção Técnica da Divisão de Química e Poluição, projecto QP0401/90, Relatório Final (rel.TF.QP02/91), Instituto Hidrográfico, Lisboa.
- Water Framework Directive, 2003.** Common Implementation Strategy, Working Group 2.7 Monitoring. Guidance on Monitoring for the Water Framework Directive, Final version, Water Directors.

## **Outras referências**

**AMRia:** <http://www.amria.pt/>

**INAG:** <http://www.inag.pt/>

**IDAD, Plano Municipal da Água:**

<http://www.cm-murtosa.pt/website/ambiria/2%20%20%20area%20intervencao%20cap4.1.pdf>

**SNIRH:** <http://snirh.pt/>

# ANEXOS

## Anexo I – Guia de monitorização voluntária

### Colheita

O volume de amostragem que se irá colher, dependerá dos parâmetros a analisar. Alguns parâmetros podem ser analisados directamente no local, como é o caso da temperatura e do oxigénio dissolvido (OD). Para questões de facilidade e de forma a não desperdiçar tempo em cada local de amostragem, os parâmetros como o pH, a alcalinidade, a condutividade, a salinidade, a turvação, a clorofila e a carência bioquímica de oxigénio (BOD) serão medidos no laboratório após a colheita das amostras. Os sólidos suspensos totais (SST), os nitratos e o fósforo podem ser medidos no dia seguinte no laboratório. Para isso, é necessário colher amostra suficiente para analisar esses parâmetros.

A recolha da amostra para um frasco pode ser feita retirando água directamente do curso de água para esse frasco ou, se for de difícil acesso, usar um recipiente intermédio de recolha, que é puxado de uma ponte, para encher posteriormente esse frasco. Antes de encher esse frasco é preciso lavá-lo com a amostra, pelo menos duas vezes. Deve-se colher a água que está a correr e de preferível a meio do curso de água. Deve ser evitada a recolha de água estagnada e de sedimentos presentes no curso de água ou do fundo.

Para analisar os parâmetros acima referidos, basta encher um frasco de plástico com amostra que tenha capacidade para 2L. Cerca de 500mL serão usados para o BOD, 100mL serão usados para determinar o pH, a alcalinidade, a salinidade, a turvação, a clorofila e a amónia. Outros 100 mL serão usados na determinação dos nitratos. Para o fósforo total também será necessário 100mL. Para os SST no máximo será preciso 1L, o volume de amostra irá depender da quantidade de sólidos presentes no filtro. A amostra filtrada será usada para determinar o fósforo solúvel.

A maior parte destes parâmetros será analisada através de um medidor e eléctrodo, para facilitar.

### Cuidados a ter com a utilização do medidor e do eléctrodo

O medidor deve ser sempre calibrado antes da sua utilização e a sonda deve ser passada por água destilada e enxugada com papel absorvente entre cada leitura, para evitar contaminações.

### Caudal, Q

O fluxo hídrico, ou o caudal, é o volume de água que correu num determinado intervalo de tempo. É expresso a maior parte das vezes em  $m^3/s$ .

O caudal é afectado pelo tempo, aumentando durante as chuvadas e diminuindo durante as estações secas. É também perturbado pelas estações do ano, diminuindo durante os meses de

Verão, quando a taxa da evaporação é elevada e a vegetação que se encontra em crescimento retira água do solo. Normalmente Agosto e Setembro são os meses com caudais baixos para a maior parte dos cursos de água. Por outro lado, o Inverno é a estação que apresenta os caudais mais elevados.

O caudal é função do volume e da velocidade da água. Este parâmetro é importante devido ao seu efeito na qualidade da água e na vida dos organismos e habitats do meio hídrico. Por exemplo os cursos de água com caudais elevados podem receber maior quantidade de descargas poluidoras do que aqueles com caudais pequenos, porque são pouco afectados por terem maior capacidade de diluição e de degradação dessas descargas.

A velocidade, a qual aumenta com o aumento do volume do rio, determina o tipo de organismos que pode viver nesse curso de água. Alguns organismos necessitam de áreas com caudais rápidos e outros de cursos mais calmos. A velocidade também vai afectar a quantidade de lodo e de sedimento carregado pelo curso. Os sedimentos são trazidos pelos caudais fracos sendo depositados rapidamente no fundo do rio, enquanto que os caudais elevados mantêm mais tempo os sedimentos em suspensão na coluna de água. Geralmente os rios com caudais elevados possuem níveis elevados de oxigénio dissolvido uma vez que são mais arejados.

### **Método**

Um método adaptado das técnicas usadas pelos programas de monitorização voluntária para estimar o valor do caudal numa área específica do curso de água, passa pelo uso de uma bóia (objecto parecido com uma bola de ping-pong, laranja, etc.) para medir a velocidade da corrente. O cálculo do caudal passa pela resolução da equação abaixo, que apresenta uma relação entre as quantidades das diferentes variáveis incluindo a área, o comprimento e a velocidade da água.

$$Q = \frac{A \times L \times C}{T} \left( \frac{m^3}{s} \right)$$

Onde,

A – corresponde à área da secção em estudo (largura x profundidade)

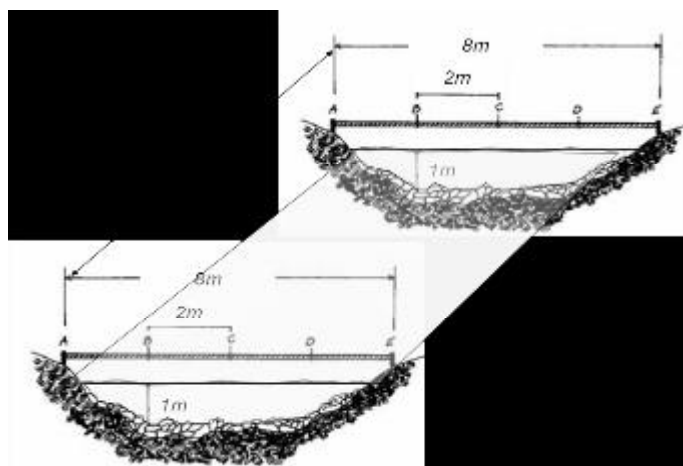
L – corresponde ao comprimento da secção (geralmente 6m)

C – corresponde ao factor de correcção ou coeficiente (C=0,8 para fundos de rios rochosos ou C=0,9 para fundos de rios lamacentos). Este factor vai corrigir o facto da superfície da água ser mais rápida do que próximo do fundo devido à resistência. Multiplicando a velocidade da superfície pelo factor C, diminui-se o resultado e dá-se uma melhor medida da velocidade real.

T – corresponde ao intervalo de tempo, em segundos, que a bóia demora a percorrer o comprimento da secção L.

### Amostragem

No local de amostragem, determina-se a área em estudo, ou seja, um determinado comprimento e largura. Aconselha-se um comprimento de aproximadamente 6m e uma largura de por exemplo 8m. O curso de água deverá ter uma profundidade razoável de cerca de 1m. Divide-se a largura do curso em quatro partes equidistantes, em A, B, C, D e E, sendo A a margem onde nos encontramos e a E a margem do outro lado do curso. Com a ajuda da bóia, mede-se a velocidade da bóia que percorreu o comprimento L. Assim que a bóia é largada a montante da secção cronometra-se o tempo que ela demorou a percorrer esse comprimento. Sabendo a velocidade e o tempo, e os outros parâmetros (comprimento, largura e profundidade) previamente medidos, calcula-se o caudal do curso para a distância B, através da fórmula acima mencionada. Faz-se o mesmo para as outras distâncias C e D. Depois dos três resultados obtidos, faz-se uma média do caudal para esse local de amostragem.



### Oxigénio Dissolvido. OD e Carência Bioquímica de Oxigénio. BOD

O curso de água é um produtor e consumidor de oxigénio. Ganha-o da atmosfera e das plantas, como produto da fotossíntese, e perde-o através da respiração dos animais aquáticos, da sua decomposição e das várias reacções químicas que o consomem. A água corrente (com caudais elevados), devido à sua agitação dissolve mais o oxigénio do que uma água parada (por exemplo a de um lago).

As águas residuais ou domésticas contêm a maior parte das vezes matéria orgânica que é decomposta pelos microorganismos, os quais necessitam do oxigénio para esse processo. A quantidade de oxigénio consumida por estes organismos, para a decomposição do material orgânico, é conhecida como a Carência Bioquímica de Oxigénio ou BOD.

### **Oxigénio Dissolvido, OD**

O oxigénio é medido na sua forma dissolvida, OD. Se existir maior consumo de oxigénio do que produção, significa que o OD está a ser gasto para degradar material orgânico e portanto

os teores de OD baixam e alguns animais que sejam mais sensíveis podem mudar-se, adoecerem ou morrerem.

Os níveis de OD variam sazonalmente e num período de 24h. Esses níveis variam com a temperatura da água e a altitude. As águas frias possuem níveis de OD mais elevados do que as águas quentes, e a elevadas altitudes, níveis de OD mais baixos (tabela 1). As descargas térmicas, como por exemplo as águas usadas no arrefecimento das máquinas de fábricas, aumentam a temperatura da água e baixam os níveis de OD. Nos dias quentes de verão, os caudais são mais baixos e a temperatura da água é mais elevada do que durante o Inverno e portanto as plantas não conseguem produzir oxigénio desde o pôr-do-sol até ao amanhecer, baixando assim os níveis de OD. Os níveis de OD são críticos aos animais aquáticos e estes ficam mais vulneráveis aos níveis baixos.

Nas águas paradas, por exemplo nos lagos, os níveis de OD variam verticalmente na coluna de água, enquanto que por exemplo nos rios, onde esses níveis variam mais horizontalmente, ao longo do curso de água. Isto é especialmente correcto nos pequenos e mais fracos cursos de água. Em geral, nos rios mais fundos pode ocorrer alguma distribuição vertical de OD. Um perfil de hora a hora de níveis de OD no local de amostragem é um dado valioso, uma vez que mostra a alteração dos níveis de OD desde o seu valor mais baixo, que ocorre antes do nascer do sol, ao seu valor mais elevado que por vezes ocorre ao meio dia. Contudo isto poderá não ser muito prático para um programa de monitorização voluntária. É fundamental anotar a hora da amostragem do OD e a temperatura da água para ajudar a avaliar a que altura do ciclo diário a amostra foi colhida. O OD é medido em miligramas por litro ( $\text{mgO}_2/\text{L}$ ) ou em percentagem de saturação (%). A primeira significa a quantidade de oxigénio num litro de água e a segunda é a quantidade de oxigénio num litro de água relativamente ao total da quantidade de oxigénio que a água pode ter a essa temperatura.

## **Método**

O método escolhido para a análise do OD é através do uso de um aparelho (medidor) que dá o valor do OD nas unidades pretendidas com ajuda de uma sonda. Este método é mais prático e mais rigoroso, e de fácil aplicação. Requer também pouco tempo de análise podendo então ser usado no local de amostragem, permitindo a análise do OD na amostra imediatamente a seguir à sua colheita.

- **Medidor e sonda**

O OD é medido através de um medidor e uma sonda. Um medidor de OD é um aparelho electrónico que converte os sinais emitidos pela sonda, que se encontra mergulhada na água, em unidades de  $\text{mgO}_2/\text{L}$ . Muitas sondas também medem a temperatura. Como a temperatura da água influencia o OD, como acima referido, é importante aquando da leitura do OD determinar também a temperatura. Por questões práticas, é vantajoso o uso de um medidor que possua capacidade para ler a temperatura para além do OD, uma vez que se evita o uso de duas sondas. A sonda é enchida com uma solução de electrólito (solução de sal) e possui

uma membrana permeável que permite a passagem do OD presente na água amostrada para a solução de sal. O OD que foi difundido na solução de sal, muda o potencial eléctrico dessa solução, e essa mudança é enviada por cabo eléctrico até ao medidor, que altera o sinal em  $\text{mgO}_2/\text{L}$  (ppm) numa escala em que o voluntário pode ler.

### **Considerações**

Os níveis de OD num frasco de recolha alteram-se rapidamente devido à decomposição do material orgânico pelos microorganismos ou à produção de oxigénio pelas algas e outras plantas aquáticas que se encontram na amostra. É importante ler o valor do OD o mais rápido possível. A leitura deverá, de preferência, ser feita no local de amostragem, assim como será fundamental fazer uma leitura da temperatura aquando da do OD, porque os níveis de OD alteram-se com a temperatura.

### **Amostragem (no campo)**

#### **1º passo: Calibração**

Antes do uso do medidor e da sonda é necessário testá-lo, ou seja calibrar o aparelho.

- a) Inicialmente é essencial verificar: se o eléctrodo (ou sonda) contém a solução de sal e se a membrana está intacta;
- b) Para calibrar o aparelho é preciso ligá-lo, de preferência uns quinze minutos antes;
- c) Coloca-se a sonda numa solução saturada, como por exemplo a água destilada e espera-se que o valor dado pelo medidor pare. É possível também calibrar em ar saturado, ou seja, medir o OD do ar livre. Em ambos os casos o valor de OD tem de ser próximo de 100% ou de  $10\text{mgO}_2/\text{L}$ ;
- d) Verificar que não se encontram bolhas de ar por baixo da membrana da sonda;
- d) Após o alcance desse resultado, carrega-se na tecla CAL para calibrar esse valor.

Depois da calibração feita com sucesso é possível medir o OD as amostras.

#### **2º passo: Análise**

- a) Mergulhar a sonda no frasco com a amostra e ler o OD em  $\text{mgO}_2/\text{L}$  e em %. É necessário agitar a sonda durante a leitura. Se a sonda for colocada directamente sobre água não necessita de agitação, uma vez que o curso de água possui corrente. Registrar esse valor;
- b) Registrar também o valor da temperatura dado pelo medidor, em  $^{\circ}\text{C}$ .
- c) Depois de feita a leitura, passar a sonda por água destilada e desligar o aparelho.

Nota: Ao analisar o OD em cada local de amostragem, o medidor é desligado. Quando se volta a ligar o aparelho, deve-se verificar, antes da medição na amostra, o valor de OD que este dá. Esse valor deverá ser próximo do valor de saturação (100% ou  $10\text{mg/L}$ ) senão será necessário refazer a calibração.

### **Carência Bioquímica de Oxigénio, BOD**

Como já foi referido na secção do OD, este parâmetro mede a quantidade de oxigénio que é consumida pelos microorganismos na decomposição da matéria orgânica presente na água.



Para além disso, mede ainda a oxidação química do material inorgânico, isto é, remoção de oxigénio da água por reacção química. Existe um teste que é usado para medir a quantidade de oxigénio consumida por esses microorganismos durante um tempo específico, normalmente 5 dias a 20°C, chamando-se assim o BOD<sub>5</sub>. A taxa de oxigénio consumida no curso de água é afectada por vários factores, como a temperatura, o pH, a presença de alguns tipos de microorganismos e o tipo de matéria orgânica e inorgânica na água.

Quanto mais matéria orgânica existir no curso de água, maior será o consumo de oxigénio para degradá-la, ocasionando um decréscimo nos níveis de OD. O lançamento de efluentes domésticos, ricos em matéria orgânica, provoca um enriquecimento do meio aquático, designado de eutrofização, e isso influencia directamente os teores de OD e BOD. O BOD é inversamente proporcional ao OD; quanto menor for a quantidade de OD presente na água, maior será os teores de BOD. As consequências dos níveis elevados de BOD são as mesmas do OD: os organismos ficam stressados, sufocados e morrem. Para além disso, o BOD é igualmente afectado pelos factores do OD.

Nos ecossistemas aquáticos naturais, é importante saber a quantidade de BOD, de modo a assegurar um teor de oxigénio suficiente, de modo a garantir a oxidação completa da matéria orgânica e assegurar que as águas não ficam desoxigenadas, o que teria como resultado a morte da fauna e flora naturais.

### **Considerações**

Os cursos de água com um arejamento elevado, como é o caso de rios com elevados caudais, a decomposição da matéria orgânica e inorgânica é mais acelerada. Logo, os níveis de BOD num local de amostragem fundo e com fraca corrente podem ser elevados, para um dado volume de material orgânico e inorgânico, do que para um local com águas muito arejadas.

O cloro também pode afectar a medição do BOD pela inibição ou morte de microorganismos que decompõe a matéria orgânica e inorgânica na amostra. Se amostra for colhida em águas cloradas, como as provenientes dos esgotos, é necessário neutralizar o cloro com tiosulfato de sódio (APHA, 1992).

### **Método**

O BOD é determinado pela subtracção do OD inicialmente medido na amostra, com o OD final também medido na amostra, após um período de incubação. O valor é expresso em mgO<sub>2</sub>/L e representa a quantidade de oxigénio que foi usada pelos microorganismos para quebrarem o material orgânico presente na amostra durante esse período. Caso o valor do OD final seja zero, será necessário diluir a amostra antes da sua incubação. O factor de diluição entrará posteriormente no cálculo do BOD, ver equação (i).

### **Diluições**

Por vezes, no final dos 5 dias de incubação, o valor de OD final é zero. Isto acontece especialmente em rios com muita poluição orgânica. O facto do medidor dar um valor nulo, não

significa que este não possa ser mais baixo, apenas o medidor não lê abaixo de zero e por isso não é possível quantificar o nível de BOD<sub>5</sub>. Nesses casos é preciso diluir a amostra original num factor tal que o OD final seja superior ou igual a 2mg/L. As diluições a serem usadas devem ser as seguintes (APHA, 1992):

-Resíduos industriais fortes: diluições entre os 0,0 e os 1,0%;

-Efluentes tratados biologicamente: diluições entre os 5 e os 25%;

-Águas dos rios poluídas: diluições entre os 25 e os 100%.

Os volumes de amostra e de água de diluição necessários para a preparação das diferentes diluições encontram-se na tabela abaixo.

Tabela 1: Volumes necessários para as diferentes diluições.

Diluição	%diluição	Factor de diluição	Volume de amostra (mL)	Volume de água de diluição (mL)	Volume total de solução (mL)
-	0	1	500	0	500
5x	5	0,05	25	425	
10x	10	0,1	50	450	
25x	25	0,25	125	375	
50x	50	0,5	250	250	
75x	75	0,75	375	125	
100x	100	0,01	5	450	

Leva alguma experiência a determinar o factor de diluição apropriado para o local de amostragem. Para os casos em que as amostras sofrem diluições, o valor de BOD<sub>5</sub> é determinado pela seguinte equação:

$$BOD_5 = \frac{OD_i - OD_f}{P} \quad (i)$$

Onde,

$P$  – corresponde ao factor de diluição,

$OD_i$  e  $OD_f$  – correspondem ao OD inicial, antes da incubação, e ao OD final, após os 5 dias de incubação.

#### Amostragem (no laboratório)

##### 1º passo: Lavagem do material

Antes de proceder à determinação do BOD é necessário lavar os frascos especiais de BOD (frascos de Winkler) com detergente e posteriormente passá-los por água destilada. Se alguma amostra for diluída, é necessário lavar mais um frasco de Winkler para poder testar a água de diluição. O frasco com a água de diluição será o Branco. O número de frascos a usar serão os correspondentes aos locais de amostragem (n) mais um, caso alguma das amostras seja diluída.

Nota: De preferência lavar os frascos Winkler no dia anterior para não desperdiçar tempo.

### **2ºpasso: Diluição**

Para fazer a diluição será necessário encher um copo de vidro com uma determinada quantidade de amostra e com outra determinada quantidade de água de diluição, dependendo da diluição que se pretende (ver os volumes na tabela acima). Caso não seja preciso diluir amostra, passa-se directamente para o 3ºpasso.

### **3ºpasso: Calibração**

Antes de medir os valores de OD e da temperatura, calibra-se a sonda como descrito na secção referente ao OD (Amostragem/1ºpasso:calibração).

### **4ºpasso: Análise**

- a) Enche-se um frasco de Winkler até cima com a amostra ou com a amostra diluída;
- b) Mede-se o OD ( $OD_i$ ) e a temperatura ( $T_i$ ) com a sonda calibrada. Manter a agitação aquando das leituras e verificar que não existem bolhas de ar por baixo da membrana da sonda. Registar os valores;
- c) Depois de terminada a leitura, fechar o frasco;
- d) Passar a sonda por água destilada e enxugar com papel absorvente. Medir o OD e a T para as restantes amostras e para o branco (caso seja necessário). Registar os valores;
- f) Armazenar os frascos fechados no escuro a 20°C durante 5 dias. Registar a data e a hora do armazenamento;
- g) Após o período de incubação, determinar o OD final ( $OD_f$ ) e a temperatura final ( $T_f$ ) das amostras e do branco com ajuda da sonda, não esquecendo de calibrá-la e de manter a agitação aquando das leituras;
- h) Determinar a concentração do BOD<sub>5</sub> para cada amostra e branco, subtraindo o OD inicial ao OD final, em mg/L, e dividindo pelo factor de diluição, segundo a equação (i).

## **Temperatura. T**

A taxa dos processos biológicos e químicos dependem da temperatura. Os organismos aquáticos, dos micróbios aos peixes, são dependentes de determinadas gamas de temperatura para a própria saúde. A temperatura óptima dos peixes depende das espécies: alguns sobrevivem melhor em águas frias enquanto que outros preferem águas quentes. Os macroinvertebrados também são sensíveis à temperatura e por isso movem-se ao longo dos cursos de água para procurarem as temperaturas ideais. Se a temperatura estiver fora da gama ideal, por um período de tempo prolongado, os organismos ficam stressados e podem morrer. A temperatura é medida em graus Celsius (°C).

A T irá afectar o oxigénio contido na água, diminuindo os níveis de OD com o aumento da temperatura. A T afecta ainda a taxa da fotossíntese pelas plantas aquáticas, a taxa do metabolismo dos organismos aquáticos e alguns organismos sensíveis, como parasitas e doenças.

A mudança na temperatura está relacionada com o tempo, a remoção de vegetação, as apreensões (uma massa de água limitada por uma barreira, como por exemplo barragens), as descargas de águas frias, o afluxo de água subterrânea ao curso de água, entre outros.

A temperatura no curso de água varia com a largura e a profundidade. Poderá ser significativo e diferente na parte de água que se encontra na sombra nos dias de verão. Num pequeno rio, a temperatura será relativamente constante ao longo do curso, será uniforme tanto na sombra como ao sol. Por outro lado, num rio largo e fundo, a temperatura pode variar consideravelmente com a largura e a profundidade apesar da sombra. Se for seguro, a temperatura deve ser medida a diferentes profundidades e a diferentes distâncias até ao outro lado da margem, obtendo assim um perfil vertical e horizontal da temperatura. Poderá ser feito em cada local de amostragem pelo menos uma vez, de modo a determinar um perfil durante cada a amostragem. A temperatura deverá ser medida no mesmo local de cada vez.

### Método

O medidor e sonda do OD também mede a temperatura e por isso poderá ser usado no lugar do termómetro para a medição da temperatura. A temperatura deve ser medida no local, uma vez que esta altera rapidamente com o meio ambiente. Se for possível atravessar o rio, deve-se medir a temperatura no centro, caso contrário colhe-se amostra para um frasco e mede-se.

### pH/ Alcalinidade

O pH é um termo usado para indicar a alcalinidade ou a acidez de uma solução numa escala de 1,0 a 14,0. A acidez diminui com a diminuição do pH. A figura em baixo mostra o pH de certos líquidos.

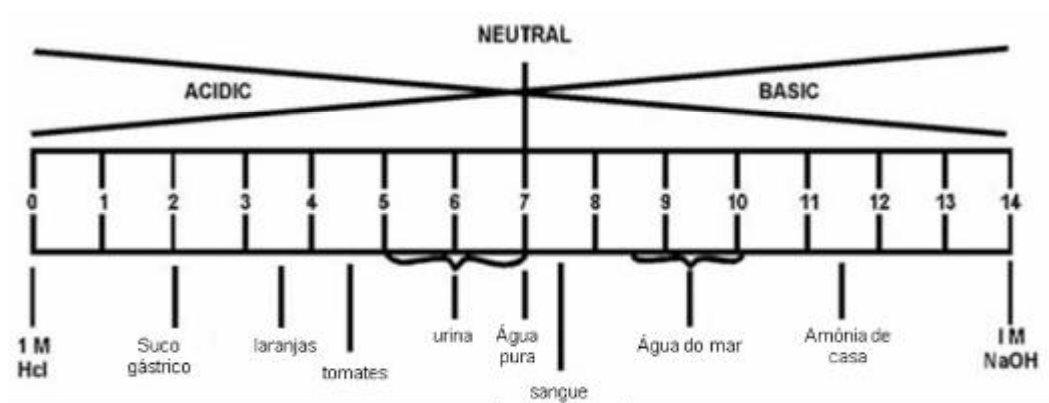


Figura 2: O pH de certos líquidos .

O pH afecta muitos processos químicos e biológicos na água. Os diversos tipos de organismos florescem dentro de diferentes gamas de pH. A grande variedade de animais aquáticos prefere valores entre os 6,5 e os 8,0. O valor de pH fora desta gama irá reduzir a diversidade no meio

hídrico, porque provoca pressão no sistema fisiológico da maior parte dos organismos e portanto pode reduzir a sua reprodução. Os baixos níveis de pH também poderão provocar condições tóxicas à vida aquática, particularmente às espécies mais sensíveis. As alterações na acidez podem ser causadas pela deposição atmosférica, pelas chuvas ácidas, por pedras que se encontram adjacentes ao curso de água ou por algumas descargas.

A escala de pH mede a concentração logarítmica do ião hidrogénio ( $H^+$ ) e do ião hidróxido ( $OH^-$ ), os quais formam água ( $H^+ + OH^- = H_2O$ ). Quando ambos os iões estão em concentrações iguais o pH é neutro (pH=7,0). Abaixo deste valor o pH é ácido, portanto existe mais iões de hidrogénio do que os de hidróxido. Quando o valor de pH é acima do neutro, então a solução é alcalina ou básica e contrariamente à ácida existe mais iões de hidróxido do que de hidrogénio. Além disso a escala é logarítmica, ou seja, um salto no pH de uma unidade é equivalente a um aumento de 10 vezes na acidez. Então, uma água com pH 5 é 10 vezes mais ácida do que uma com pH 6 e uma água com pH 4 é 100 vezes mais ácida do que a de pH 6.

## **Método**

O pH pode ser medido no campo ou no laboratório. Se for analisado no laboratório, tem de ser medido no espaço de 2 horas após a colheita da amostra. Isto porque o pH muda com a dissolução do dióxido de carbono do ar na água, o qual encaminha o pH para 7. Para aumentar a precisão e a exactidão da medida do pH mede-se com o medidor e eléctrodo de pH.

- **Medidor e eléctrodo**

O medidor de pH mede o potencial eléctrodo em milivolts (mV) através de um eléctrodo quando imergido na água. Este potencial eléctrodo é função da actividade do ião hidrogénio na amostra. Contudo o medidor de pH pode dar valores de pH em mV ou em unidades de pH.

## **Amostragem**

### **1ºpasso: Calibração**

É preciso calibrar o eléctrodo e o medidor, antes da leitura do pH.

a)Depois do aparelho ligado, mergulhar o eléctrodo numa solução padrão com pH 4 e carregar na tecla CAL;

b)Assim que o medidor executar a calibração da solução com sucesso, passar o eléctrodo por água destilada. Depois de enxugado, mergulhar o eléctrodo numa outra solução padrão com pH 7 e novamente carregar na tecla CAL;

Depois de feita a calibração e de passar o eléctrodo por água destilada, é então possível medir o pH nas amostras. É necessário verificar sempre se não existem bolhas de ar por baixo da membrana da sonda durante a leitura.

### **2ºpasso: Análise**

a)Verter amostra para um copo de vidro, bastam uns 60mL de amostra.

b)Mergulhar o eléctrodo na amostra e deixar que o valor de pH dado pelo eléctrodo estabilize para depois registá-lo. Se pretende medir a alcalinidade, coloca amostra para um outro copo e faz-se os dois métodos simultaneamente;

c)Lavar a sonda com água destilada e enxugá-la com papel absorvente;

e)Ler o pH das restantes amostras, sem desligar o medidor.

f)Depois de feita as leituras, passar o eléctrodo de pH por água destilada, enxugá-lo e desligá-lo.

Nota: Caso seja necessário desliga-lo, deve-se verificar sempre o valor de pH de uma solução padrão antes da medição na amostra e que este seja próximo do seu valor de pH (4 ou 7).

### **Condutividade/Salinidade**

A condutividade é uma medida da habilidade da água em passar uma corrente eléctrica. A condutividade na água é afectada pela presença de sólidos inorgânicos dissolvidos, como iões de sódio, de nitrato, de sulfato e de fosfato, portanto iões que possuem carga negativa, ou cationes de sódio, de magnésio, de cálcio, de ferro e de alumínio, portanto iões que possuem carga positiva. Os compostos orgânicos como o óleo, o fenol, o álcool e o açúcar não conduzem muito bem a corrente eléctrica e por isso têm uma condutividade baixa quando se encontram na água. A condutividade também é afectada pela temperatura, quanto mais quentes forem as águas, maior será a condutividade. Por esta razão, a condutividade é referida como a condutividade a 25°C.

A condutividade em cursos de água é afectada primeiramente pela geologia da área através da qual a água flui. As águas que correm através de áreas com granito tendem a possuir uma condutividade baixa por causa do granito ser um composto com mais material inerte do que não ionizado (ou seja dissolvido dentro de compostos iónicos) quando banhado com água. Por outro lado, as águas que correm através de áreas com solos de argila tendem a possuir uma condutividade elevada devido à presença de materiais que ionizam quando lavados com água. Os fluxos de água subterrânea podem ter os mesmos efeitos dependendo do tipo de sedimento através do qual correm.

As descargas para os cursos de água podem alterar a condutividade dependendo das suas constituições. Uma falha no sistema de esgotos irá aumentar a condutividade devido à presença de iões de cloro, de fosfato e de nitrato. Por outro lado, o derrame de óleo irá baixar a condutividade.

A condutividade é vantajosa por ser uma medida geral da qualidade da água. Cada meio hídrico tende a ter uma gama relativamente constante de condutividade que, uma vez estabilizada, pode ser usada como uma base de comparação com as medidas regulares de condutividade. As alterações significativas na condutividade podem então ser um indicador de que uma descarga ou outras fontes de poluição entraram no meio hídrico.

A unidade básica da medição da condutividade é Siemens (S). A condutividade é medida em microSiemens por centímetro ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ). A água destilada possui uma condutividade na gama dos 0,5 a  $3\mu\text{S}/\text{cm}$ . As águas com uma condutividade fora da gama dos 150 a  $500\mu\text{S}/\text{cm}$  poderá indicar que não são convenientes a algumas espécies de peixes ou de macroinvertebrados. As águas industriais podem ter uma condutividade acima dos  $10000\mu\text{S}/\text{cm}$ .

### **Método**

A condutividade é medida com um medidor e uma sonda. Uma voltagem é aplicada entre dois eléctrodos numa sonda, mergulhada numa amostra de água. Uma gota na voltagem provocada pela resistência da água é usada para calcular a condutividade por cm. O medidor converte a medida da sonda em  $\mu\text{S}/\text{cm}$  e mostra o resultado. Alguns medidores de condutividade também podem ser usados para medir os sólidos totais dissolvidos e a salinidade. A concentração dos sólidos totais dissolvidos em mg/L também pode ser calculada multiplicando o valor resultante da condutividade por um factor entre 0,55 e 0,9, o qual é empiricamente determinado (Standard Methods section 2510, APHA 1992).

### **Amostragem (no laboratório)**

A condutividade não é alterada e portanto pode ser medida quer no campo quer no laboratório. Por questões praticas, é preferível colher amostra e levá-la para o laboratório para medir a condutividade juntamente com os outros parâmetros. Desta maneira os voluntários podem colher várias amostras. O copo de vidro com amostra utilizado para a análise do pH pode ser usado para medir a condutividade, a salinidade, os sólidos totais e a alcalinidade.

#### **1ºpasso: Calibração**

Antes da medição é necessário calibrar a sonda com uma solução padrão de cloreto de potássio ou de cloreto de sódio com uma concentração específica, que se encontra registada no frasco.

- a)Ligar o aparelho e mergulhar o eléctrodo nessa solução padrão;
- b)Após a leitura dada pelo medidor, carregar na tecla CAL;

Depois da calibração ter sido feita com sucesso, é possível medir a condutividade nas amostras.

#### **2ºpasso: Análise da condutividade e salinidade**

- a)Mergulhar o eléctrodo nas amostras e registar o valor dado pelo medidor. Caso o medidor leia a salinidade, basta alternar até obter o valor da salinidade em ‰ e registar o valor;
- b)Medir a condutividade e salinidade nas restantes amostras. Não é necessária agitação aquando da leitura das amostras e também não é preciso passar o eléctrodo por água destilada entre cada leitura.

### **Alcalinidade total, A/k**

A alcalinidade é uma medida da capacidade da água em neutralizar ácidos. Os compostos da alcalinidade presentes na água como os iões de bicarbonato (por exemplo a soda), de carbonato e de hidróxido, removem iões  $H^+$  e baixam a acidez da água. Significa que o pH diminui. Normalmente fazem isto por combinação com o ião  $H^+$  para formar novos compostos. Sem esta capacidade de acidificar – neutralizar, nenhum ácido adicionado ao meio hídrico irá causar uma mudança imediata no pH. As medições da alcalinidade são importantes na determinação da habilidade do meio hídrico em neutralizar ácidos poluidores provenientes das chuvas ácidas ou das águas residuais. É uma das melhores medidas da sensibilidade do meio às entradas de ácidos.

A alcalinidade no meio hídrico é influenciada por pedras e solos, por sais, por algumas actividades de fábricas e por algumas descargas industriais.

#### **Método**

A alcalinidade total é determinada pela medida da quantidade de ácido (por exemplo ácido sulfúrico) necessária para trazer a amostra até um pH de 4,2. A análise da alcalinidade envolve portanto uma titulação. A titulação é a adição de pequenas quantidades de reagente, ácido sulfúrico, à amostra até esta alcançar um determinado pH, conhecido como o ponto final. A quantidade de reagente usada corresponde à alcalinidade total da amostra. O resultado é relatado em mg/L de carbonato de cálcio ( $mgCaCO_3/L$ ). Este método foi desenvolvido pelo “Acid Rain Monitoring Project of the University of Massachusetts Water Resources Research Center”. A alcalinidade pode ser medida usando uma bureta, um titulador ou um titulador digital. Se for medida no campo é recomendada a utilização de um titulador digital em vez de uma bureta, porque esta não é tão frágil e é de uso mais difícil. A bureta é um tubo de vidro comprido e graduado com uma ponta afunilada, tal como uma pipeta, e uma válvula que é aberta para deixar passar o reagente gota a gota para fora do tubo. A quantidade de reagente usada é calculada por subtracção do volume inicial na bureta com o volume após a titulação.

O ácido sulfúrico é adicionado à amostra convertendo as três formas da alcalinidade (bicarbonato, carbonato e hidróxido) em ácido carbónico. A pH 10, o hidróxido, se presente, reage formando água. A pH 8,3, o carbonato é convertido a bicarbonato. A pH 4,5, é certo que todo o carbonato e bicarbonato encontram-se convertidos em ácido carbónico. Abaixo deste pH, a água é incapaz de neutralizar o ácido sulfúrico e então existirá aí uma relação linear entre a quantidade de ácido sulfúrico adicionado à amostra e a mudança do pH na amostra. O ácido sulfúrico é então adicionado à amostra para reduzir o pH 4,5 de exactamente 0,3 unidade, até pH 4,2.



## **Amostragem**

No local de amostragem ou no laboratório, o copo com a amostra que foi usado na medição do pH será agora utilizado na determinação da alcalinidade. Depois da medição do pH da amostra e da colocação do reagente na bureta, abre-se a válvula e deixa-se cair gota a gota o reagente, o ácido sulfúrico. Com a ajuda da sonda de pH, continua-se a medir o pH até este chegar aos 4,2. Após este valor dá-se por terminada a titulação e regista-se então o volume de reagente gasto.

## **Turvação/clorofila**

A turvação é uma medida da claridade da água. Mede a quantidade de material suspenso na água que faz com que a passagem de luz diminua. Esse material suspenso pode ser partículas (como areias, sedimentos, barro), algas, plâncton, micróbios e outras substâncias. Este material possui gamas de tamanho típicas entre os 0,004 (o caso do barro) e 1mm (o caso da areia).

Turvação elevada provoca um aumento da temperatura na água pelo facto das partículas suspensas absorverem mais calor. Isto, por outro lado, diminui a concentração de OD, porque as águas quentes têm menos OD do que as frias (como foi referido na secção relativa à temperatura). Para além de poder afectar a cor da água, a turvação também reduz a quantidade de luz que penetra na água, a qual vai reduzir a fotossíntese e a produção de OD. O material suspenso pode entupir as guelras dos peixes, reduzir a resistência dos peixes a doenças, originar taxas de crescimento baixas e afectar o desenvolvimento larval. Quando as partículas assentam, elas podem cobrir o fundo do rio, especialmente em águas calmas, e sufocar os ovos dos peixes e macroinvertebrados bênticos. A turvação pode ter origem:

- na erosão do solo e das margens dos cursos de água;
- nas descargas residuais;
- nas escorrências das estradas;
- num largo número de alimentadores do fundo (como a carpa), o qual provoca sedimentos no fundo;
- no crescimento excessivo de algas.

A turvação pode ser um indicador útil dos efeitos das escorrências provenientes das construções, das práticas agrícolas, das actividades da lenha, das descargas e outras fontes. A turvação quase sempre aumenta rapidamente durante as chuvadas, especialmente em linhas de água, as quais tipicamente têm proporções elevadas de superfícies impermeáveis. O caudal de uma chuvada das superfícies impermeáveis rapidamente aumenta a velocidade da corrente do rio, a qual aumentará a taxa de erosão das margens do rio e leito.

A turvação está intimamente relacionada com o caudal e a velocidade do rio e pode ser correlacionada com estes factores. Comparações da mudança da turvação ao longo do tempo podem ser feitas no mesmo ponto no mesmo caudal.

A turvação não é uma medida da quantidade de sólidos suspensos presentes na água ou a taxa de sedimentação de um rio, apenas mede a quantidade de luz que é dispersada pelo material suspenso.

## **Métodos**

A turvação geralmente é medida usando um medidor de turvação. Os programas de voluntariado podem também levar amostra para o laboratório para análise. Outra aproximação é medir a transparência, ou seja, contrariamente à turvação é uma medida integrada de medição da luz dispersa e absorvida. A transparência ou claridade da água pode ser medida usando um disco de Secchi ou um tubo de transparência. O disco apenas pode ser usado em profundidade e em rios com fraca corrente.

- **Medidor**

Um medidor de turvação consiste numa fonte de luz que ilumina a amostra de água e uma célula fotoelétrica que mede a intensidade da luz dispersa num ângulo de 90° pelas partículas na amostra. Este aparelho vai medir a turvação em unidades de turvação nefelométricas (NTU) e numa gama de 0 a 1000 NTUs. Um rio proveniente de uma montanha pode ter uma turvação de cerca de 1, enquanto que um grande rio pode ter uma turvação de clima seco de cerca de 10 NTUs. Estes valores podem saltar para centenas de NTUs durante eventos de runoff.

Os medidores de turvação podem ser usados no campo, mas, uma vez que estes aparelhos possuem células de vidro, que devem estar opticamente limpas e sem arranhões, e também por que são bastante caros, para evitar estragos, deve-se colher amostra e depois analisá-la no laboratório.

Estes aparelhos possuem dois canais de medição, o A e o B. O canal A serve para medir a clorofila e o B para medir a turvação.

## **Amostragem**

### **1º passo: Calibração**

O medidor deve ser calibrado com uma solução padrão de 40 NTUs.

a) Ligar o aparelho e carregar na tecla A/B para pôr o aparelho no canal pretendido de medição, ou seja no canal B;

b) Após este se encontrar no canal para a turvação, limpar bem a célula de vidro com água destilada e enchê-la com a solução padrão (bastam 2/3 de solução). É importante verificar a não existência de bolhas de ar na célula;

c) Colocar a célula dentro do aparelho e carregar na tecla READ para ler o valor de turvação;

d)Carregar na tecla CAL para o calibrar;

e)Depois da calibração feita, tirar a célula e limpar com água destilada.

**Nota:** Caso seja necessário desligar o aparelho, deve-se verificar o valor da solução padrão e que este seja próximo de 40 NTUs.

### **2ºpasso: Análise**

a)Para ler a turvação das amostras, encher a célula com amostra e colocá-la no medidor;

b)Carregar na tecla READ e registrar o valor;

c)Proceder à leitura das restantes amostras não esquecendo de lavar sempre a célula com água destilada entre cada leitura.

- **Disco de Secchi**

O disco de Secchi é um disco preto e branco que é colocado dentro da água até uma profundidade que deixe de ser visto. A distância do desaparecimento é então registrada. Quanto mais clara for a água, maior será essa distância. Estes discos são baratos e fáceis de serem usados.

Para a monitorização de rios, eles têm um limite de uso, uma vez que na maior parte dos casos é possível ver o fundo do rio e portanto o disco não irá alcançar o ponto de desaparecimento. Os rios mais apropriados para a utilização do disco de Secchi são os fundos e com fraca corrente. Uma corrente forte poderá exigir um peso extra do disco, caso contrário este será arrastado.

A linha amarrada ao disco deverá estar marcada em unidades adequadas e ter um comprimento suficiente. Por exemplo, a linha poderá ter um comprimento de 2m e encontrar-se dividida em intervalos de 10cm, para posteriormente facilitar a determinação da distância de desaparecimento.

### **Amostragem**

Dividir a linha de 10 em 10cm e amarrá-la ao disco. Colocar o disco na água até ele deixar de ser visto. Assim que se atingir esse ponto, registrar a distância de desaparecimento.

- **Tubo de Transparência**

O tubo de transparência é estreito, de plástico e graduado, e é pintado por um padrão escuro no fundo. A água é despejada para dentro do tubo até o padrão desaparecer. A distância de desaparecimento é então registrada.

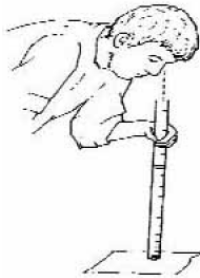
### **Amostragem**

A amostra é colhida num recipiente de recolha (balde ou garrafa) e, se possível, a uma média distância da margem do rio e a uma média profundidade. Deve ser evitada a recolha de água estagnada e de sedimentos do fundo do rio. Mexer a água no recipiente de recolha até ficar homogêneo, tendo o cuidado de não produzir bolhas de ar (isto irá dispersar a luz e afectar a medida), e verter para dentro do tubo devagar olhando sempre para baixo, para dentro do tubo.

Quando o padrão escuro no fundo do tubo desaparecer, medir a coluna de água no tubo que corresponderá à distância de desaparecimento.

#### **Tubo de transparência**

1º-Preparar o tubo de transparência e olhar para dentro de modo a ver o padrão escuro no fundo;



2º-Colher amostra num recipiente de recolha (garrafa ou balde);

3º-Homogenizar amostra, evitando bolhas de ar;

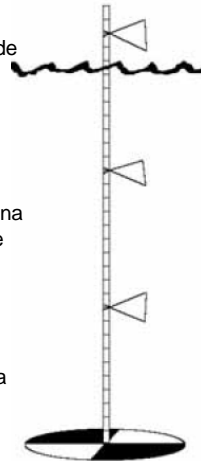
4º-Verter devagar amostra para dentro do tubo até deixar de se ver o padrão escuro;



5º-Registar a distância da coluna de água no tubo.

#### **Disco de Secchi**

1º- Preparar o disco de Secchi, dividir a linha de 10 em 10cm;



2º-Mergulhar o disco na água até se deixar de ser visível;

3º-registar a distância de desaparecimento.

### **Fósforo, P**

Tanto o fósforo, P, como o nitrogénio, N, são nutrientes essenciais para as plantas e os animais. O P é o nutriente em menor quantidade nas águas frescas, mesmo um aumento moderado em P pode, sob certas condições, desencadear uma corrente de eventos no curso de água como por exemplo acelerar o crescimento das plantas, o bloom das algas, baixar os níveis de OD e provocar a morte de alguns peixes assim como invertebrados e outros organismos aquáticos.

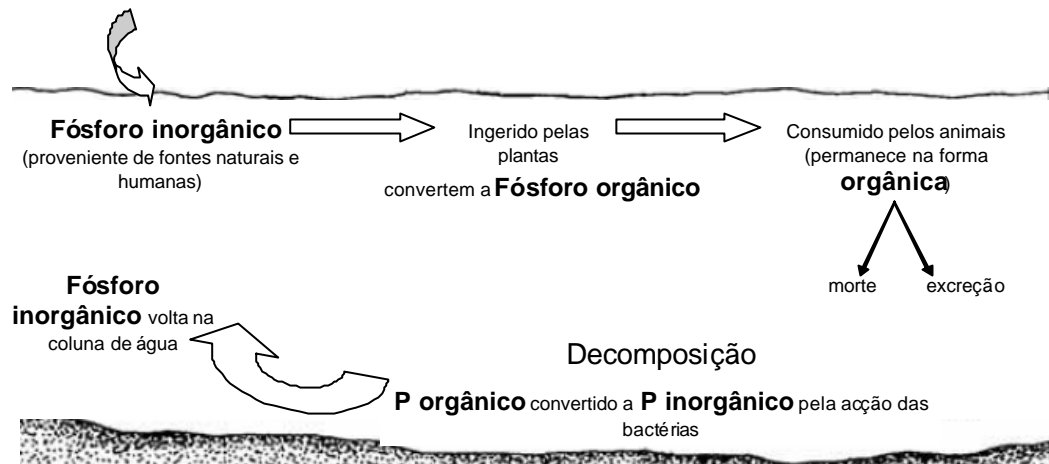
Existem muitas fontes de P, ambas naturais e humanas. Essas substâncias provêm dos solos e das pedras, das escorrências dos campos fertilizados, das falhas nas fossas, das escorrências de áreas que armazenagem estrume/adubos de animais, das águas residenciais e das limpezas dos comércios, entre outros.

#### **Formas do P**

O fósforo no seu estado puro ou elementar, P, é raro. No ambiente, o P geralmente existe como parte da molécula de fosfato,  $\text{PO}_4$ . Nos sistemas aquáticos, o fósforo ocorre como fosfato orgânico e fosfato inorgânico. O primeiro consiste em moléculas de fosfato associadas a uma molécula de carbono, como nos tecidos dos animais e das plantas. O fosfato que não se encontra associado a material orgânico é inorgânico. Esta forma inorgânica é a exigida pelas

plantas. Os animais usarão uma ou outra forma de fosfato. Tanto o orgânico como o fosfato inorgânico podem dissolver-se na água ou ficar em suspensão (associados a partículas na coluna de água).

### O ciclo do fósforo



As plantas aquáticas utilizam o fósforo inorgânico dissolvido e convertem-no a fósforo orgânico, que se torna parte dos seus tecidos. Os animais precisam da forma orgânica, portanto, necessitam de comer plantas aquáticas ou outros animais, plantas em decomposição e material animal. As plantas e os animais ao excretarem, libertam excrementos com fósforo, que irão descer até ao fundo onde ocorrerá a decomposição, através das bactérias, convertendo assim esse fósforo na forma inorgânica, quer dissolvido quer agarrado às partículas. Esse fósforo convertido agora na forma inorgânica volta novamente para cima pela coluna de água quando o fundo é agitado pelos animais, pelas actividades humanas, pelas interações químicas ou por correntes de água. Posteriormente é levado pelas plantas e o ciclo recomeça. Quanto à qualidade química da água, o fósforo é descrito segundo diferentes termos. Alguns desses termos são baseados na química (refere a compostos baseados quimicamente) e outros são baseados em métodos (descreve o que é medido por um método particular). O termo “ortofosfato” é um termo baseado na química que se refere à molécula de fosfato ela própria. O “fósforo reactivo” corresponde a um termo baseado num método que descreve os procedimentos no laboratório, que não são perfeitos, tendo-se ortofosfato a maior parte das vezes mas também se tem uma pequena fracção de outras formas.

### Métodos

Monitorizar o fósforo é bastante desafiante porque envolve medidas de concentrações muito baixas, cerca de 0,01 mg/L ou até menos. Mesmo que as concentrações de fósforo sejam baixas, elas podem ter um impacto dramático no meio hídrico. Os métodos menos sensíveis devem ser usados apenas para identificar áreas com problemas sérios.

- **Ortofosfato total**

O teste do ortofosfato total é uma larga medida do ortofosfato. Uma vez que a amostra não é filtrada, o procedimento mede quer o ortofosfato dissolvido, quer aquele que se encontra em suspensão. A EPA aprova este método de medição do ortofosfato total, sendo conhecido pelo método do ácido ascórbico. Neste método, um reagente contendo ácido ascórbico e molibdato de amónia reage com o ortofosfato da amostra, formando um composto de cor azul. A intensidade do azul é directamente proporcional à quantidade de ortofosfato na amostra de água.

- **Fósforo total**

O teste do fósforo total mede todas as formas de fósforo na amostra (ortofosfato, fosfato condensado e fosfato orgânico). Este teste é acompanhado primeiramente por uma “digestão” (aquecer e acidificar) da amostra para converter todas as formas em ortofosfato. De seguida, o ortofosfato é medido pelo método do ácido ascórbico. Uma vez que a amostra não é filtrada, este protocolo mede o ortofosfato dissolvido e em suspensão.

- **Teste do ortofosfato dissolvido**

Este teste mede a fracção de fósforo total, o qual se encontra em solução na água. É determinado primeiramente por uma filtração da amostra e depois é analisada a amostra filtrada pelo método do ácido ascórbico.

- **Fósforo insolúvel**

O fósforo insolúvel é calculado por subtracção do fósforo solúvel resultante do resultado do fósforo total.

## **Amostragem**

### **1ºpasso: Preparação do material**

A amostra deve ser colhida num recipiente de recolha de plástico ou de vidro, uma vez que as moléculas de fósforo têm tendência para “adsorverem-se” (agarrarem-se) à superfície interior do recipiente. Se este recipiente for reutilizado para outras amostragens é necessário lavá-lo com ácido clorídrico, para remover qualquer fósforo que possa estar adsorvido nas paredes, e passar por água destilada. Os recipientes de vidro têm de ser resistentes ao ácido clorídrico, daí ser preferível o uso dos de plástico. O material usado neste teste não deve ser utilizado noutros, para evitar possíveis contaminações com fósforo. Para isso, o material necessário ao método deve ser primeiramente lavado com ácido clorídrico e passado posteriormente por água destilada. Para um programa de monitorização voluntária, é recomendado a análise no campo do ortofosfato total, o que usa o método do ácido ascórbico sem tratamento da amostra. Os outros métodos requerem adição de reagentes perigosos, o aquecimento da amostra até ferver e demasiado equipamento e tempo para ser prático. E ainda, a análise das outras formas de fósforo é propícia a erros e imprecisões numa situação de campo. O pré-tratamento e a análise destas formas têm de ser manuseadas no laboratório.

Para o método do ácido ascórbico, é necessário um reagente, que consiste na combinação de ácido sulfúrico, tartarato antimonil de potássio, molibdato de amónia e ácido ascórbico, que é adicionado a 50 mL de amostra. Posteriormente é lida a absorvância ou transmitância 10 minutos depois e num prazo máximo de 30 minutos, usando um comparador de cor com a escala em mg/L que aumenta com a intensidade da cor ou num medidor electrónico que mede a quantidade de luz absorvida ou transmitida num comprimento de onda de 700 a 880 nanómetros.

Um comparador de cor é mais útil na identificação de sítios profundamente poluídos com concentrações elevadas (superiores a 0,1 mg/L). Contudo, comparar a cor da amostra tratada com o comparador pode ser muito subjectivo especialmente a baixas temperaturas e pode levar a diferentes resultados. Um espectrofotómetro é recomendado para determinações precisas de concentrações baixas, entre os 0,02 e 0,2 mg/L. O uso de um medidor requer a preparação e análise de concentrações de padrões para converter a absorvância da amostra lida em mg/L.

### **Nitratos. $\text{NO}_3$**

Os nitratos são uma forma de nitrogénio, o qual é encontrado em muitas formas nos ecossistemas aquáticos e terrestres. Estas formas de nitrogénio incluem a amónia,  $\text{NH}_3$ , os nitratos,  $\text{NO}_3$  e os nitritos,  $\text{NO}_2$ . Os nutrientes são essenciais às plantas mas em quantidades excessivas podem causar problemas significativos na qualidade da água. Juntamente com o fósforo, os nitratos em quantidades excessivas pode acelerar a eutrofização, causando aumentos dramáticos no crescimento das plantas aquáticas e mudanças nos tipos de plantas e animais que vivem no meio hídrico. Isto, por um lado, afecta o OD, a T e outros indicadores. Em certas condições, os nitratos em excesso, concentrações de 10 mg/L ou mais elevadas, podem causar “hipoxia”, baixos níveis de OD, e pode ser tóxico aos animais de sangue quente. O nível natural da amónia ou nitrato na superfície da água é tipicamente baixo, menos de 1 mg/L, enquanto que nos efluentes residuais pode ser acima de 30 mg/L.

As fontes de nitratos podem ser escorrências dos campos agrícolas, falhas nos sistemas cépticos (fossas), escorrências das áreas que armazenam estrumes e adubos e descargas industriais que contém inibidores corrosivos.

Os nitratos dos campos agrícolas acabam mais rapidamente nos cursos de água do que outros nutrientes, como por exemplo o fósforo. Isto porque dissolvem-se na água mais rapidamente que os fosfatos, os quais possuem uma atracção por partículas de solos. Sendo assim, os nitratos servem de indicador da poluição originada pelos estrumes durante a estação seca.

A água poluída com nitrogénio, rico em matéria orgânica, pode mostrar baixos nitratos. A decomposição da matéria orgânica baixa os níveis de OD, o qual por seu lado baixa a taxa a que a amónia é oxidada a nitrito e depois a nitrato. Sob certas condições, pode ser necessário monitorizar também nitritos ou amónia, os quais são consideravelmente mais tóxicos na vida

aquática que os nitratos. (Standard Methods, section 4500-NH<sub>3</sub> e 4500-NO<sub>2</sub> para métodos apropriados de nitritos, APHA, 1992).

## **Métodos**

As amostras de nitrato devem ser colhidas em recipientes de vidro ou de polietileno.

Os programas de monitorização voluntária normalmente usam dois métodos para testar os nitratos: o método de redução da coluna de cádmio ou o eléctrodo do nitrato. O método geralmente mais usado é o da redução da coluna de cádmio que produz uma reacção com cor que depois é medida por comparação com a cor rosácea ou por uso de um espectrofotómetro. Alguns programas também usam um eléctrodo de nitrato, o qual pode medir numa gama de 0 a 100mg/L em nitrato.

- **Coluna de Cádmio**

O método da redução da coluna de cádmio é um método colorimétrico que envolve o contacto do nitrato na amostra com as partículas de cádmio, as quais convertem os nitratos a nitritos. Os nitritos então reagem com outro reagente para formar uma cor vermelha cuja intensidade é proporcional a quantidade original de nitrato. A cor vermelha é então medida, quer por comparação com um comparador de cor com uma escala em mg/L, quer pelo uso de um espectrofotómetro que mede a quantidade de luz que é absorvida na amostra tratada num comprimento de onda de 543nm. O valor de absorvância é então convertido na concentração equivalente de nitrato usando uma curva de calibração.

Esta curva de calibração é desenvolvida num gráfico através da absorvância das concentrações dos padrões, no eixo dos yy, e da concentração dos padrões, no eixo dos xx. É então criada a curva de calibração para estes padrões.

O uso de um comparador de cor é aconselhável apenas se as concentrações em nitratos forem superiores a 1mg/L. Para as concentrações abaixo deste valor deve ser usado um espectrofotómetro. Comparar a cor das amostras tratadas com concentrações baixas pode ser bastante subjectivo e pode levar a diversos resultados. Os compradores de cor podem, contudo, ser usado para identificar locais com elevada concentração de nitratos.

Este método exige que as amostras antes de tratadas estejam limpas, ou seja, que sejam filtradas. Se uma amostra for turva, deve ser filtrada através de um filtro com poros de 0,45 microns. É fundamental o filtro não conter nitratos. Se este tiver cobre, ferro ou outros metais em concentrações acima de algumas mg/L, a reacção com o cádmio será mais lenta e o tempo de reacção terá de ser aumentado.

Os treagentes usados neste método são para diferentes gamas, dependendo da concentração de nitrato esperada no meio hídrico. Por exemplo, a “Hach Company” faculta reagentes para as seguintes gamas:

Baixa (de 0 a 0,40mg/L)

Média (de 0 a 4,5mg/L)

Alta (de 0 a 30mg/L)



É necessário determinar a gama apropriada para o meio hídrico antes da monitorização.

- **Eléctrodo de nitrato**

Um eléctrodo de nitratos (usado com um medidor) é muito parecido funcionalmente com o do OD. Este eléctrodo consiste numa sonda com um sensor que mede a actividade dos nitratos na água. Essa actividade afecta o potencial eléctrico da solução na sonda. Essa mudança é então transmitida ao medidor, o qual converte o sinal eléctrico numa escala que é lida em mV. Os mV são posteriormente convertidos em mg/L de nitrato por uma recta de calibração. A precisão do eléctrodo pode ser afectada por elevadas concentrações de iões de cloro ou de bicarbonato na amostra. Os níveis de flutuação do pH também podem afectar a leitura pelo medidor.

Os eléctrodos dos nitratos e espectrofotómetros podem ser usados no campo, mas com algumas desvantagens. Estes equipamentos são mais frágeis que os comparadores de cor e são mais propícios a quebrarem-se no campo. Devem ser conservados com cuidado e serem calibrados antes da leitura de cada amostra. Torna-se desvantajoso se for necessário fazer muitos testes e portanto a necessidade de calibrar de cada vez. Isto significa que é preferível testar no laboratório. É de notar que as amostras para serem testadas com o eléctrodo de nitrato devem estar à temperatura ambiente, enquanto que os comparadores de cor podem ser usados no campo com as amostras a qualquer temperatura.

### **Sólidos Suspensos Totais, SST**

Os sólidos totais são os sólidos dissolvidos mais os sólidos suspensos na água. Nas águas dos rios, os sólidos dissolvidos correspondem a cálcio, cloretos, nitratos, fósforo, ferro, enxofre e outras partículas de iões que passam através de filtros com poros de cerca de 2 microns (0,002cm) de tamanho. Os sólidos suspensos incluem sedimentos e partículas de argila, plâncton, algas, finas ruínas orgânicas e outros materiais. São partículas que não passam através de um filtro de 2 microns.

A concentração dos sólidos suspensos totais afecta a balanço da água nas células dos organismos aquáticos. Um organismo colocado na água com uma concentração muito baixa em sólidos, como por exemplo a água destilada, irá inchar uma vez que a água tende a mudar-se para dentro das células, as quais têm uma concentração mais elevada em sólidos. Por outro lado, um organismo que se encontre numa água com uma concentração elevada em sólidos irá encolher um bocado porque a água, dentro das suas células, irá sair. Isto irá afectar a habilidade do organismo em manter a própria densidade da célula, dificultando-o a manter a sua posição na coluna de água. O organismo poderá flutuar ou então afundar até uma profundidade em que não esteja adaptado e portanto não sobreviver.

As concentrações elevadas em sólidos suspensos poderão servir como transportadores de tóxicos, os quais agarrar-se-ão a partículas suspensas. Isto é particularmente um assunto onde os pesticidas são usados nas colheitas regadas. Os elevados níveis em sólidos também podem

entupir os aparelhos de irrigação e pode tornar-se tão elevado que a raiz das plantas regada irá perder água em vez de a receber.

Uma concentração elevada de sólidos totais na água para consumo humano poderá ter um efeito adverso nas pessoas que não estão habituadas a beber tal água. Os níveis demasiado elevados ou demasiado baixos de sólidos totais poderão também reduzir a eficiência do tratamento das águas residuais, assim como a operação dos processos industriais que usam água bruta.

Os sólidos totais também afectam a claridade da água. Os sólidos elevados diminuem a passagem de luz através da água e assim torna lenta a fotossíntese pelas plantas aquáticas. A água irá aquecer mais rapidamente e tornar-se-á cada vez mais quente, o que poderá ter um efeito adverso na vida aquática que está adaptada a um regime de temperaturas mais baixas.

As fontes de sólidos totais incluem as descargas industriais, esgotos, fertilizantes, escorrências das estradas e erosão dos solos. Os sólidos totais são medidos em mg/L.

### **Método**

A medição dos sólidos totais é importante em áreas onde existe descargas de esgotos, de tratamento de plantas, de maquinaria industrial ou extensas áreas regadas. Em particular, os riachos e rios em regiões secas, onde a água é escassa e a evaporação é elevada, tende a haver elevada concentração em sólidos e mais danos pela introdução humana de sólidos das actividades de campo. Esta medição pode ser útil como indicador dos efeitos das obras e construções, das práticas agrícolas, das actividades de abate das árvores, das descargas resultantes do tratamento das águas das fábricas e outras fontes. Tal como a turvação, as concentrações aumentam frequentemente de uma maneira brusca durante as chuvadas, especialmente em linhas de água. Também podem aumentar bruscamente durante a estação seca, se as actividades perturbadoras da terra ocorrerem dentro ou perto de rios que não possuem o controlo da erosão praticada no local. Os sólidos totais estão relacionados com o caudal do rio e a velocidade e devem estar correlacionados com estes factores. Uma mudança nos sólidos totais ao longo do tempo deve ser medida no mesmo local no e no mesmo caudal.

Os sólidos totais são medidos através da pesagem da quantidade de sólidos presentes num volume conhecido de amostra. Isto é feito pesando um copo, posteriormente enchido com um volume conhecido de amostra, evaporando a água dentro até o resíduo estar completamente seco, e depois pesar novamente esse copo com o resíduo. A concentração em sólidos totais é igual à diferença entre o peso do copo com o resíduo e o peso do copo sem resíduo em mg a dividir pelo volume de amostra em L. como o resíduo é muito leve, é necessário uma balança que seja sensível a pesos numa gama de 0,0001g. As balanças deste tipo chamam-se de analíticas. A técnica necessita que o resíduo dentro do copo seja mantido num excicador, este é um recipiente de vidro que contem um material azul que irá absorver a humidade e assegurar que o peso não é induzido pela água condensada dentro do copo. Alguns excicadores mudam de cor, o material fica com a cor rosa, para indicar a humidade contida.

A medição dos sólidos totais não pode ser feita no campo. As amostras necessitam de ser colhidas numa garrafa de plástico ou de vidro e levadas para o laboratório onde o teste possa ser feito.

### **Bactérias fecais**

Os membros de dois grupos de bactérias, coliformes e estreptococcus fecais, são usados como indicadores de possível contaminação proveniente de esgotos, uma vez que se encontram frequentemente em fezes humanas e animais. Indicam a possível presença de bactérias patogénicas (que causam doenças), vírus e protozoários que também vivem nos sistemas digestivos do Homem e animais. No entanto a presença delas no meio hídrico mostra que os microorganismos patogénicos também podem estar presentes e portanto nadar e comer moluscos podem ser um risco para a saúde. Além disso, é difícil, consome muito tempo e é caro testar directamente a presença de uma larga variedade de patogénicos. Normalmente testa-se a água com estreptococcus fecais e coliformes fecais. As fontes da contaminação fecal nas águas superficiais incluem as águas residuais, sistemas sépticos no local, estrume doméstico e de animais selvagens e tempestades.

Em adição ao risco de saúde associado à presença de níveis elevados de bactérias fecais, também pode originar águas turvas com odores desagradáveis, assim como aumentar o OD.

#### **Tipos de indicadores**

Os coliformes totais, coliformes fecais, *Escheria Coli*, estreptococcus fecais e enterococcus são os indicadores mais usados no teste de bactérias fecais. Todos, com excepção da *E.Coli* são compostos por um número de espécies de bactérias que compartilham características comuns como a forma, o habitat ou o comportamento, enquanto que a *E.Coli* é uma espécie só no grupo dos coliformes fecais.

Os coliformes totais são um grupo de bactérias que são comuns na natureza. Todos os membros do grupo dos coliformes totais podem ocorrer nas fezes humanas, mas alguns também podem estar presentes no estrume animal, solos e madeira submergida e noutros locais fora do corpo humano. Assim a necessidade dos coliformes totais como indicador de contaminação fecal depende da extensão na qual as espécies de bactérias encontradas são fecais e de origem humana. Para águas de recreio, os coliformes totais não são recomendados como indicador. Para águas de consumo público, os coliformes totais continuam a ser um teste padrão porque a sua presença indica contaminação da água de abastecimento por uma fonte externa.

- **Coliformes fecais**

Os coliformes fecais são um subconjunto dos coliformes totais, sendo mais específicos da origem fecal. Contudo, este grupo pode conter um género, *Klebsiella*, com espécies que não são necessariamente de origem fecal. *Klebsiella* encontra-se geralmente associada a têxteis e

à pasta de papel. Se estas fontes descarregarem para o curso de água, será necessário monitorizar bactérias mais fecais e específicas da origem humana. Para águas de recreio, este grupo foi o primeiro indicador de bactérias até relativamente recente. A EPA começou a recomendar E.Coli e enterococcus como sendo os melhores indicadores do risco de saúde do contacto com a água.

- **Escheria Coli**

A E.Coli é uma espécie dos coliformes fecais que é específica do material fecal dos humanos e outros animais de sangue quente. A EPA recomenda E.Coli como o melhor indicador do risco de saúde do contacto com águas de recreio.

- **Streptococcus fecais**

Os streptococcus fecais geralmente ocorrerem no sistema digestivo dos humanos e outros animais de sangue quente. No passado, os streptococcus fecais eram monitorizados em conjunto com os coliformes fecais e daí resultava uma razão de coliformes fecais a streptococcus. Esta razão era usada para determinar se a contaminação era de origem humana ou não. No entanto isto já não é recomendado como um teste de confiança.

- **Enterococcus**

Os enterococcus são um subgrupo dentro do grupo dos streptococcus fecais. Os enterococcus são distinguidos pelas suas habilidades em sobreviverem em águas salgadas e relativamente a este assunto estão mais próximos dos imitadores de vários patogénicos do que outros indicadores. Os enterococcus são mais específicos da origem humana do que a maior parte do grupo dos streptococcus fecais. A EPA recomenda os enterococcus como sendo o melhor indicador do risco de saúde em águas salgadas usadas para recreio e é um útil indicador em águas doces.

O tipo de bactérias a monitorizar dependerá do objectivo, portanto do que se pretende saber. Neste caso o objectivo é saber se o nosso curso de água se encontra dentro dos padrões de qualidade da água. Estudos conduzidos pela EPA para determinar a correlação entre a diferentes indicadores de bactérias e a ocorrência de doenças nos sistemas digestivos em praias sugerem que o melhor indicador do risco de saúde das águas de recreio que contactam com águas doces são E.Coli e os enterococcus. Para águas salgadas, os enterococcus são os melhores. Também com interesse, os coliformes fecais como um grupo determinado para ser um pobre indicador do risco de doenças nos sistemas digestivos. No entanto, muitos estados continuam a usar os coliformes fecais como um primeiro indicador do risco para a saúde.

## **Métodos**

As bactérias podem ser difíceis de amostrar e analisar por vários motivos. Os níveis naturais das bactérias nos cursos de água podem variar significativamente; as condições das bactérias encontram-se fortemente correlacionadas com as chuvas e a comparação das bactérias na estação húmida e seca poderá ser um problema; muitos métodos analíticos têm um baixo nível

de precisão e poderá ser um bocado complexo; e são necessárias condições absolutamente esterilizadas para a colheita e tratamento das amostras.

O tipo e tamanho do frasco de recolha dependerá da quantidade de amostra necessária para o método de análise das bactérias escolhido. Os frascos de recolha assim como todo o equipamento que terá contacto com a amostra, necessitam de estar obrigatoriamente esterilizados. Se estes frascos forem reutilizados devem ser esterilizados usando calor e pressão. Podem portanto serem esterilizados num autoclave. O autoclave é uma máquina que esteriliza frascos com pressão e vapor. Esses frascos deverão ser resistentes a elevadas temperaturas e pressão. Os frascos de elevada densidade de polietileno ou os de polipropileno são preferíveis aos de vidro por uma questão prática, uma vez que são mais resistentes a possíveis quebras. Em qualquer um dos casos é necessário ter a certeza que os frascos aguentam 15 minutos no autoclave a uma temperatura de 121°C sem se fundirem.

- **Teste Enterolet (enterococcus)**

#### **Amostragem**

- a) Encher um frasco estéril com 100mL de amostra;
- b) Para amostra diluídas, encher 90 mL de água destilada (diluição 10x) e outro com 100mL (branco) e levar ao autoclave para esterilizar;

Nota: Dependendo da diluição que se pretende fazer, usar os seguintes volumes de água destilada esterilizada:

Diluição	Factor	V água esterilizada (mL)	V amostra (mL)
Nenhuma	1x	-	100
1:10	10x	90	10
1:100	100x	99	1

- c) Aos 90mL de água destilada esterilizada, adicionar 10mL de amostra;
- d) Adicionar às amostras e ao branco o conteúdo de uma saqueta “Enterolet”;
- e) Fechar os frascos e agitar até se dissolver o reagente;
- f) Verter a solução de cada frasco para um tabuleiro Quanti-Tray e fechar hermeticamente no equipamento apropriado;
- g) Incubar os tabuleiros a  $41^{\circ}\pm 0,5^{\circ}\text{C}$  durante 24 horas;
- h) Avaliar a fluorescência da amostra e branco, na obscuridade com uma lâmpada UV de 6 watts e 365 nm colocada a 13 cm da mesma.
- i) Ler os resultados usando a tabela de “Interpretação de Resultados”. Contar o número de poços positivos e determinar o Número Mais Provável (NMP) de *Enterococcus*, usando a tabela respectiva.

Tabela 1: Tabela standard para a “interpretação dos resultados” do Teste Enteroleit.

Aspecto	Resultado
Falta de fluorescência	Negativo para enterococci
Fluorescência azul	Positivo para enterococci

Nota: Para determinar o NMP usar as tabelas do *Standard Methods*.

- **Teste Colilert (Coliformes Totais e E.Coli)**

**Amostragem**

Proceder do mesmo modo que o teste Enteroleit até alínea f);

g) Incubar os tabuleiros a  $35^{\circ}\pm 0,5^{\circ}\text{C}$  durante 24 horas;

h) Avaliar a cor amarela nos tabuleiros,

i) Ler os resultados usando a tabela de “Interpretação de Resultados”. Contar o número de poços positivos e determinar o Número Mais Provável (NMP) de *Coliformes Totais*, usando a tabela respectiva.

j) Avaliar a fluorescência da amostra e branco, na obscuridade com uma lâmpada UV de 6 watts e 365 nm colocada a 13 cm da mesma.

k) Ler os resultados usando a tabela de “Interpretação de Resultados”. Contar o número de poços positivos e determinar o Número Mais Provável (NMP) de *Enterococcus*, usando a tabela respectiva.

Tabela 2: Tabela standard para a “interpretação dos resultados” do Teste Colilert.

Aspecto	Resultado
Menos amarelo que o comparador de referência	Negativo para coliformes totais e E.coli
Tão ou mais amarelo que o comparador	Positivo para coliformes totais
Cor amarela e fluorescência iguais ou superiores à do comparador	Positivo para E.coli

Nota: Para determinar o NMP usar as tabelas do *Standard Methods*.

## Anexo II – Anexo XV do DL 236/98 relativo à qualidade das águas balneares.

### ANEXO XV Qualidade das águas balneares

Parâmetros	Expressão dos resultados	VMR	VMA	Frequência mínima de amostragem	Métodos analíticos de referência
<b>Microbiológicos</b>					
Coliformes totais .....	/100 ml	500	10 000	Quinzenal <sup>(1)</sup>	Fermentação em tubos múltiplos. Subcultura dos tubos positivos em meios de confirmação. Determinação por NMP (número mais provável).  Ou Filtração através de membrana e cultura em meio apropriado, tal como ágar de lactose e tergitol, ágar de endo, caldo com <i>tee-pol</i> a 0,4%, subcultura e identificação de colónias suspeitas. A temperatura de incubação é variável, consoante se pretenda determinar os coliformes totais ou os coliformes fecais.
Coliformes fecais .....	/100 ml	100	2 000	Quinzenal <sup>(1)</sup>	
Estreptococos fecais .....	/100 ml	100	—	<sup>(2)</sup>	Método de Litsky. Determinação por NMP.  Ou Filtração através de membrana e cultura em meio apropriado.
Salmonelas .....	/1 l	—	0	<sup>(2)</sup>	Concentração por filtração em membrana. Inoculação em meio tipo. Enriquecimento, subcultura em ágar de isolamento e identificação.
Enterovírus .....	PFU/10 l	—	0	<sup>(2)</sup>	Concentração por floculação, filtração ou centrifugação e confirmação.
<b>Físico-químicos</b>					
pH .....	Escala de Sorensen	—	6-9 (O)	<sup>(2)</sup>	Electrometria com calibração a pH 7 e 9.
		—	—	<sup>(2)</sup>	Fotometria e comparação com padrões da escala Pt-Co.
Óleos minerais .....	mg/l	—	Ausência de manchas visíveis à superfície da água e de cheiro	Quinzenal <sup>(1)</sup>	Inspecção visual e olfactiva.
		0,3	—	<sup>(2)</sup>	Exacção a partir de um volume suficiente e pesagem do resíduo seco.
Substâncias tensoactivas (que reagem com o azul de metileno).	mg/l, sulfato de laurilo e sódio	—	Ausência de espuma persistente	Quinzenal <sup>(1)</sup>	Inspecção visual.
		0,3	—	<sup>(2)</sup>	Espectrometria de absorção molecular com o azul de metileno.
Fenóis (índice de fenóis) ...	mg/l $C_6H_5OH$	—	Ausência de cheiro específico	Quinzenal <sup>(1)</sup>	Verificação da ausência de cheiro específico devido ao fenol.
		0,005	0,05	<sup>(2)</sup>	Espectrometria de absorção molecular. Método da 4-aminocantipirina (4-AAP).
Transparência .....	m	2	1 (O)	Quinzenal <sup>(1)</sup>	Disco de Secchi.
Oxigénio dissolvido .....	% de saturação de $O_2$	80-120	—	<sup>(2)</sup>	Método de Winkler.  Ou Método electrométrico.

**Anexo III – Classificação do INAG: Classificação dos Cursos de Água Superficiais de  
Acordo com as suas características de Qualidade para Usos Múltiplos.**

CLASSE:		A	B	C	D	E
PARÂMETRO		Excelente	Boa	Razoável	Má	Muito má
pH		6.5 - 8.5*	-	6.0 - 9.0	5.5 - 9.5	5.0 – 10.0
Condutividade	(uS/cm, 20°C)	<=750	751 - 1 000	1 001 - 1 500	1 501 - 3 000	>3 000
SST	(mg/l)	<=25.0	25.1 - 30.0	30.1 - 40.0	40.1 - 80.0	>80.0
Sat OD	(%)	>=90	89 - 70	69 - 50	49 - 30	<30
CBO <sub>5</sub>	(mg O <sub>2</sub> /l)	<=3.0	3.1 - 5.0	5.1 - 8.0	8.1 - 20.0	>20.0
CQO	(mg O <sub>2</sub> /l)	<=10.0	10.1 - 20.0	20.1 - 40.0	40.1 - 80.0	>80.0
Oxidabilidade	(mg O <sub>2</sub> /l)	<=3.0	3.1 - 5.0	5.1 - 10.0	10.1 - 25.0	>25.0
Azoto Amoniacal	(mg NH <sub>4</sub> /l)	<=0.10	0.11 - 1.00	1.10 - 2.00	2.01 - 5.00	>5.00
Nitratos	(mg NO <sub>3</sub> /l)	<=5.0	5.0 - 25.0	25.1 - 50.0	50.1 - 80.0	>80.0
Nitritos	(mg NO <sub>2</sub> /l)	<=0.01	0.011 – 0.020	0.021 - 0.15	0.16 - 0.30	>0.30
Fosfatos	(mg P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> /l)	<=0.40	0.41 - 0.54	0.55 - 0.94	0.95 - 1.00	>1.00
Fósforo Total	(mg P/l)	<=0.2	0.21 - 0.25	0.26 - 0.40	0.41 - 0.50	>0.50
Coliformes Totais	(/100 ml)	<=50	51 - 5 000	5 001 - 50 000	>50 000	-
Coliformes Fecais	(/100 ml)	<=20	21 - 2 000	2 001 - 20 000	>20 000	-
Estreptococos Fecais	(/100 ml)	<=20	21 - 2 000	2 001 - 20 000	>20 000	-
Ferro	(mg/l)	<=0.50	0.51 - 1.00	1.10 - 1.50	1.50 - 2.00	>2.00
Manganês	(mg/l)	<=0.10	0.11 - 0.25	0.26 - 0.50	0.51 - 1.00	>1.00
Zinco	(mg/l)	<=0.30	0.31 - 1.00	1.01 - 3.00	3.01 - 5.00	>5.00
Cobre	(mg/l)	<=0.050	0.051 - 0.2	0.201 - 0.5	0.501 - 1.000	>1.00
Crómio	(mg/l)	<=0.050	-	0.051 -0.080	-	>0.080
Selénio	(mg/l)	<=0.01	-	0.011 - 0.050	-	>0.050
Cádmio	(mg/l)	<=0.0010	0.0011 - 0.0050		>0.0050	
Chumbo	(mg/l)	<=0.050	-	0.051 - 0.100	-	>0.100
Mercúrio	(mg/l)	<=0.00050	-	0.00051 - 0.001	-	>0.001
Arsénio	(mg/l)	<=0.010	0.011 - 0.050	-	0.051 - 0.100	>0.100
Cianetos	(mg/l)	<=0.050	-	0.051 - 0.080	-	>0.080
Fenóis	(mg/l)	<=0.0010	0.0011 - 0.0050	0.0051 - 0.010	0.011 - 0.100	>0.100
Agentes Tensioactivos	(Las-mg/l)	<=0.2	-	0.21 - 0.50	-	>0.50

<b>Classe A Sem Poluição</b>	Águas consideradas como isentas de poluição, aptas a satisfazer potencialmente as utilizações mais exigentes em termos de qualidade.
<b>Classe B Fracamente Poluído</b>	Águas com qualidade ligeiramente inferior à classe A, mas podendo também satisfazer potencialmente todas as utilizações.
<b>Classe C Poluído</b>	Águas com qualidade "aceitável", suficiente para irrigação, para usos industriais e produção de água potável após tratamento rigoroso. Permite a existência de vida piscícola (espécies menos exigentes) mas com reprodução aleatória; apta para recreio sem contacto directo.
<b>Classe D Muito Poluído</b>	Águas com qualidade "mediocre", apenas potencialmente aptas para irrigação, arrefecimento e navegação. A vida piscícola pode subsistir, mas de forma aleatória.
<b>Classe E Extrema mente Poluído</b>	Águas ultrapassando o valor máximo da Classe D para um ou mais parâmetros. São consideradas como inadequadas para a maioria dos usos e podem ser uma ameaça para a saúde pública e ambiental.



## **Anexo IV – Procedimentos usados na monitorização das águas**

### **Anexo IV.I - Carência Bioquímica de Oxigénio, BOD5**

(Protocolo 5210 A do Standard Methods)

#### **Material**

Limpar os frascos de vidro ou de Winkler com detergente, enxaguando abundantemente por água e passar por água destilada.

#### **Preservação das amostras**

Preservar amostra no frasco de vidro ou de Winkler com amostra sem qualquer preservação química

#### **Reagentes**

*Solução tampão de fosfato:*

- Dissolver 8,5g de  $\text{KH}_2\text{PO}_4$ , 21,75g de  $\text{K}_2\text{HPO}_4$ , 33,4g  $\text{Na}_2\text{HPO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$  e 1,7g de  $\text{NH}_4\text{Cl}$  em 500 mL de água bidestilada e diluir até 1L.

O pH deve ser 7,2 sem o ajustamento adicional. Desfazer-se do reagente (ou algum dos seguintes reagentes) se não tiver nenhum crescimento biológico na garrafa.

*Solução de sulfato de Magnésio,  $\text{MgSO}_4$ :*

- Dissolver 22,5g de  $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$  em água bidestilada e diluir até 1L.

*Solução cloreto de Cálcio,  $\text{CaCl}_2$ :*

- Dissolver 27,5g  $\text{CaCl}_2$  em água bidestilada e diluir até 1L.

*Solução de cloreto de Ferro,  $\text{FeCl}_3$ :*

- Dissolver 0,25g de  $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$  em água bidestilada e diluir até 1L.

*Solução de cloreto de Amónio,  $\text{NH}_4\text{Cl}$  (0,3mgN/L):*

- Dissolver 1,15g de  $\text{Na}_2\text{SO}_3$  em 500mL de água bidestilada;

- Ajustar pH a 7,2 com solução de  $\text{NaOH}$  e diluir até 1L.

Este reagente é adicionado à água de diluição uma vez que a água bidestilada utilizada na sua preparação não apresenta amónia.

**Nota:** As amostras devem ser neutralizadas para pH entre 6,5 e 7,5 com  $\text{NaOH}$  ou  $\text{H}_2\text{SO}_4$  caso sejam ácidas ou básicas respectivamente. As amostras devem estar à temperatura de  $20 \pm 1^\circ\text{C}$  e na inibição de nitrificação, uma vez que as bactérias nitrificantes também consomem  $\text{O}_2$ . Em geral, as bactérias nitrificantes actuam após 15 dias.

## Procedimento Experimental

### *Preparação da água de diluição*

- Dissolver 2mL de cada reagente (solução tampão de fosfato, solução de  $MgSO_4$ , solução de  $CaCl_2$  e solução de  $FeCl_3$ ) e 3mL de cloreto de Amónio,  $NH_4Cl$  (0,45mg $NH_3$ /L) em água bidestilada e diluir até 2L.

### *Técnica de diluição*

- Escolher a diluição mais adequada, tendo por base um consumo mínimo de oxigénio após o período de incubação de pelo menos 2mg/L ( $OD_f \geq 2mg/L$ ):

-Resíduos industriais fortes: diluições entre os 0,0 e os 1,0%;

-Efluentes tratados biologicamente: diluições entre os 5 e os 25%;

-Águas dos rios poluídas: diluições entre os 25 e os 100%.

- Diluir um volume de amostra em água de diluição;

- Encher os frascos de Winkler com as respectivas diluições;

- Encher um frasco de Winkler com água de diluição (branco).

### *Determinação OD inicial e final (antes e após o período de incubação) pelo método electrométrico*

- Medir OD e T nas amostras diluídas ou não e branco (água de diluição) e fechar os frascos de Winkler para não haver incorporação de ar (num período máximo de 30 minutos);

- Colocar os frascos na incubadora a 20°C ao escuro, durante 5 dias;

- Medir novamente OD e T após 5 dias (período de incubação).

Nota: Manter agitação suave e constante na altura da leitura.

## Tratamento de resultados

*Cálculo do volume de cloreto de Amónio usado na preparação da água de diluição,  $V_{NH_4Cl}$  :*

$$V_{NH_4Cl} = \frac{C_{NH_4Cl \text{ final}} \times V_{reagente}}{C_{NH_4Cl \text{ usado}}} \quad (mL)$$

Onde,

$$C_{NH_4Cl \text{ final}} = 0,45mgN / L$$

$$V_{reagente} = 2mL$$

$$C_{NH_4Cl \text{ usado}} = 0,3mgN / L$$

*Cálculo do volume de amostra usado para a diluição,  $V_{amostra}$  :*

$$V_{amostra} = \frac{\%diluição}{100} \times V_{final} \quad (mL)$$

Cálculo do volume de água de diluição usado para a diluição da amostra,  $V_{\text{água diluição}}$ :

$$V_{\text{água diluição}} = V_{\text{final}} - V_{\text{amostra}} \quad (\text{mL})$$

Cálculo da concentração de BOD5 na amostra sem diluição,  $[BOD_5]$ :

$$[BOD_5] = OD_i - OD_f$$

Cálculo da concentração de BOD5 na amostra com diluição,  $[BOD_5]$ :

$$[BOD_5] = \frac{OD_i - OD_f}{P}$$

Onde,

$P$  - Fração volumétrica decimal da diluição da amostra.

Cálculo do valor médio,  $\bar{X}$  e do desvio padrão,  $S$  para o BOD5:

$$\bar{X} = 0,658 \times C_{f \text{ padrão}} + 0,288$$

$$S = 0,100 \times C_{f \text{ padrão}} + 0,517$$

Onde,

$C_f$ , corresponde ao ODf em mgO<sub>2</sub>/L.

Nota:  $\bar{X}$ , para uma mistura primária standard de 300mg/L, deve ser 198 mg/L com  $S$  de 30,5 mg/L.

## **Anexo IV.II - Sólidos Suspensos Totais, SST e Sólidos Suspensos Voláteis, SSV**

(Protocolo 2540 D do Standard Methods)

### **Material**

#### *Calcinação dos filtros*

- Colocar o filtro de fibra de vidro com a parte rugosa voltada para cima na unidade de filtração ou de vácuo. Lavar com água destilada e proceder à sucção até remoção da água. Repetir 3 vezes (cerca de 50mL de água destilada);
- Retirar o filtro da unidade de filtração e levá-lo à mufla a 550°C durante 15 minutos;
- Arrefecer o filtro num excicador durante pelo menos 4 horas e pesá-lo (P0).

### **Procedimento Experimental**

#### *Tratamento da amostra*

- Após a pesagem do filtro (P0), colocá-lo na unidade de filtração e proceder a sucção de um volume de amostra adequado;
- Lavar com água destilada as paredes da unidade de filtração e proceder a sucção;
- Remover o filtro e secá-lo a 103-105°C na estufa durante pelo menos umas horas;
- Deixar arrefecer o filtro no excicador durante algumas horas e pesar (P1);
- Levar o filtro à mufla a 550°C durante 15 minutos;
- Arrefecer o filtro no excicador durante pelo menos 4 horas e pesá-lo (P2).

Nota: Usar sempre balança com 4 decimais.

### **Tratamento de Resultados**

*Cálculo dos Sólidos Suspensos Totais, SST :*

$$SST = \frac{P1 - P0}{V_{filtrado}} \quad (g / L)$$

*Cálculo dos Sólidos Suspensos Voláteis, SSV :*

$$SSV = \frac{P1 - P2}{V_{filtrado}} \quad (g / L)$$

*Cálculo dos Sólidos Suspensos Fixos, SSF :*

$$SSF = SST - SSV \quad (g / L)$$

*Percentagem de SSV/SSF:*

$$\% = \frac{SSV}{SSF} \times 100$$

### **Anexo IV.III - Amónia, NH<sub>3</sub>**

(Método fluorimétrico)

#### **Preservação das amostras**

Preservar 250 mL de amostra no frasco de plástico acidificado com 0,5mL de ácido sulfúrico, H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> (pH<2) e armazenar no frio a 4°C.

#### **Reagentes**

*Água destilada sem Amónia\*:*

- Adicionar 0,1mL de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> por litro de água destilada e redestilar;
- Armazenar esta água num balão de vidro com 10g de resina de troca catiónica por litro;
- Usar esta água na preparação de reagentes padrões e diluições.

*Solução de sulfito de sódio (S-4672):*

- Adicionar 0,2g de sulfito de sódio a 25mL de água\*.

Nota: Solução estável por 1 mês à temperatura ambiente, se guardada numa garrafa de vidro.

*Solução tampão de borato (S-9640):*

- Dissolver 80g de tetraborato de sódio (Na<sub>2</sub>B<sub>4</sub>O<sub>7</sub>) em 2L de água\*;
- Agitar vigorosamente até à dissolução completa.

*Solução de orthophthaldehyde (OPA) (P-1378):*

- Dissolver 2g de OPA em 50mL de etanol.

Nota: Proteger da luz durante a preparação e preservação.

*Working reagent (WR):*

- Adicionar 5mL da solução de sulfito de sódio, 1L da solução tampão de borato e 50mL da solução de OPA.

Nota: Deixar estabilizar durante pelo menos um dia antes de utilizar. Solução estável durante 3 meses se preservada no escuro e à temperatura ambiente, num frasco de polietileno escuro.

*Solução stock de Cloreto de Amónia, NH<sub>4</sub>Cl, 1000ppmL:*

- Dissolver 3,819g de NH<sub>4</sub>Cl (seco na estufa a 100°C durante 30 minutos) em água bidestilada e diluir até 1000mL: 1mL=1mgN=1.22mgNH<sub>3</sub> (1000ppm em N)

#### **Procedimento Experimental**

*Preparação dos padrões e amostras*

- Preparar um padrão de 10ppm diluindo 1mL da solução stock de cloreto de amónia num balão de 100mL com água\*;

- Transferir 1mL desta solução para um balão de 20mL para preparar um padrão de 0,5mgNH<sub>3</sub>-N/L com água\*;
- Colocar 20mL de WR em balões de 25mL para os padrões e as amostras;
- Colocar 20mL de tampão borato em balões de 25mL para as amostras para a correcção de fundo;
- Adicionar o volume necessário do padrão de 0,5mg/L de modo a obter o padrão com a concentração pretendida (ver tabela);
- Perfazer com água\* até à marca, para completar os 5mL;
- Proceder do mesmo modo para as amostras, escolhendo um volume de amostra adequado para a concentração a medir – volume sem diluição 5mL;
- Adicionar o mesmo volume de amostra ao balão com tampão borato, para correcção de fundo;
- Adicionar 5mL do padrão 0,5 a um balão com tampão borato para correcção de fundo dos padrões;
- Esperar 2 a 3 horas para ler a fluorescência.

### Tratamento de Resultados

*Cálculo do volume de solução stock de NH<sub>4</sub>Cl para a preparação dos padrões,  $V_i$ :*

$$V_i = \frac{C_f \times V_f}{C_i} \quad (\text{mg} / \text{L})$$

Tabela IV.1: Volumes extraídos da solução stock de NH<sub>4</sub>Cl para a preparação dos padrões.

$C_f$ [padrão] (mg NH <sub>3</sub> -N/L)	$C_i$ (mg NH <sub>3</sub> -N/L)	$V_f$ (mL)	$V_i$ solução stock (mL)
0			0
0,01			0,1
0,05	0,5	25	0,5
0,2			2
0,5			5

*Determinação da concentração de Amónia, [Amónia]:*

- Subtrair os valores de fluorescência das respectivas amostras e padrões com os valores de fluorescência medidos para correcção de fundo das respectivas amostras e do padrão de maior concentração;
- Estabelecer uma recta de calibração com os padrões (y correspondendo à concentração do padrão e x a fluorescência medida) e determinar os valores de concentração nas amostras diluídas segundo a seguinte equação;

$$[\text{Amónia}] = m \times \text{Fluorescência} + b$$

Onde,

*m* e *b* correspondem aos parâmetros da recta de calibração

#### **Anexo IV.IV - Fósforo total, *Pt* e Fósforo solúvel, *Ps***

(Método Colorimétrico, protocolo 4500 P do *Standard Methods*)

##### **Material**

Lavar todo o material a ser usado na determinação do fósforo com HCl 1:1 diluído e passar posteriormente várias vezes com água destilada.

##### **Preservação das amostras para o *Pt***

Preferencialmente preservar 150mL de amostra num frasco de vidro sem qualquer adição, no frio a 4°C. Eventualmente pode ser acidificado com 3 gotas (0,15mL) de ácido clorídrico concentrado, HCl (pH <2).

##### **Preservação das amostras para o *Ps***

Preservar 150mL amostra filtrada em frascos de vidro sem qualquer adição no frio a 4°C.

Nota: Usar o filtrado dos sólidos.

##### **Reagentes**

*Indicador de fenolftaleína;*

*Hidróxido de Sódio (NaOH) 5M:*

- Dissolver 50g de NaOH em 200mL água;

- Arrefecer e diluir até 250mL.

(ou diluir o NaOH 10M, ou seja, 50mL NaOH 10M para 100mL)

*Solução stock de fosfato, 50ppm:*

- Dissolver em água destilada 219,5mg KH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub> e diluir até 1000mL (1mL=50µgPO<sub>4</sub><sup>2-</sup>-P).

*Solução padrão de fosfato, 2,5ppm:*

- Diluir 5mL da solução stock de fosfato para 100mL com água destilada (1,00mL=2,50µgP).

*Solução padrão de fosfato, 2ppm:*

- Diluir 4mL da solução stock de fosfato para 100mL com água destilada (1,00mL=2µgP).

*Ácido sulfúrico (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>), 5M:*

- Diluir 70 mL H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> concentrado até 500mL com água destilada.

*Solução de Antimonil Tartarato de Potássio:*

- Dissolver 0,5486g K(SbO)C<sub>4</sub>H<sub>4</sub>O<sub>6</sub>.1/2H<sub>2</sub>O em 160mL de água destilada num frasco volumétrico de 200mL e diluir até ao volume;

- Armazenar numa garrafa de vidro.

#### *Solução de Molibdato de Amónia:*

- Dissolver 8g  $(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24} \cdot 4\text{H}_2\text{O}$  em 200mL de água destilada;
- Armazenar numa garrafa de vidro.

#### *Ácido Ascórbico 0,1M:*

- Dissolver 0,88 g Ácido Ascórbico num balão volumétrico de 50mL em água destilada. Esta solução é estável durante uma semana a 4°C.

#### *Mistura de reagentes:*

Para 100mL, adicionar 50mL  $\text{H}_2\text{SO}_4$  5M, 5mL de solução Antimonil Tartarato de Potássio, 15mL de solução de Molibdato de Amónia e 30mL de solução de Ácido Ascórbico. Misturar após adição de cada reagente. Esta solução é estável durante 4 horas.

#### **Interferências**

Interferências positivas são causadas pela sílica e arsenato apenas se a amostra for aquecida. Interferências negativas são provocadas pelo arsenato, flúor, thorium, bismuth, sulfito, tiosulfato, tiocianato, ou excesso de molibdato. A cor azul é devido ao ião ferroso mas não afecta os resultados se a concentração do ião ferroso for inferior a 100mg/L. Interferências de sulfito podem ser removidas por oxidação com água bromina. Iões que não interferem em concentrações acima de 1000mg/L são  $\text{Al}^{3+}$ ,  $\text{Fe}^{3+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Ba}^{2+}$ ,  $\text{Sr}^{2+}$ ,  $\text{Li}^{+}$ ,  $\text{Na}^{+}$ ,  $\text{K}^{+}$ ,  $\text{NH}_4^{+}$ ,  $\text{Cd}^{2+}$ ,  $\text{Mn}^{2+}$ ,  $\text{Br}^{-}$ ,  $\text{CO}_3^{2-}$ ,  $\text{ClO}_4^{-}$ ,  $\text{CN}^{-}$ ,  $\text{IO}_3^{-}$ ,  $\text{SiO}_4^{4-}$ ,  $\text{NO}_3^{-}$ ,  $\text{NO}_2^{-}$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{SO}_3^{2-}$ , pirofosfato, molibdato, tetraborato, selenato, benzoato, citrato, oxalato, lactato, tartarato, formate e salicilate. Se  $\text{HNO}_3$  for usado no teste,  $\text{Cl}^{-}$  interfere a 75 mg/L:

#### **Procedimento Experimental**

*Digestão da amostra e dos padrões para análise do Pt com Ácido Sulfúrico – Ácido Nítrico, efectuada na hotte.*

- Medir 50-100mL de amostra líquida para um erlenmeyer de 250mL;
- Preparar padrões (0;0,25;0,50 e 1 mg/L) a partir da solução padrão de fosfato de 2,5 ou 2ppm com água destilada em balões de 50-100mL;
- Gama baixa: 0,0-0,60mg/L
- Gama alta: 0,15-1,30 mg/L
- Adicionar 1-2mL de  $\text{H}_2\text{SO}_4$  concentrado e 5mL de  $\text{HNO}_3$  concentrado à amostra e padrões;
- Digerir até amostra e padrões atingirem um volume final de 1-2mL e perderem a cor amarelada por completo;
- Adicionar água destilada e transferir para um balão volumétrico de 50mL (volume de amostra utilizado), até perfazer esse volume (deve-se filtrar amostra se necessário para remover material particulado ou turbidez);



- Deixar arrefecer (pode destruir a fenolftaleína), transferir 20mL da amostra para uma proveta e adicionar uma gota de fenolftaleína;
  - Guardar a restante amostra, no frio, para a análise futura de metais;
  - Neutralizar com NaOH 5M até se obter uma coloração rosa e registar o volume de NaOH. Perfazer o volume com água destilada até os 25mL e verter para um erlenmeyer ou copo.
- Nota: Manter agitação durante a neutralização.

#### *Análise do fósforo total pelo Método do Ácido Ascórbico*

- Aos 25 mL da solução neutralizada (padrões e amostra) contida nos erlenmeyers ou copos adicionar 4mL da mistura de reagentes, misturando cuidadosamente;
- Após 30 minutos, medir as absorvâncias (880nm) no espectrofotómetro.

#### *Análise do fósforo solúvel*

- Preparar padrões (0;0,1;0,2; 0,30 e 0,50 mg/L) a partir da solução padrão de fosfato de 2,5 ou 2ppm com água destilada em balões de 50-100mL;
- Transferir 25mL da solução (padrões e amostras filtradas) para um erlenmeyer ou copo e adicionar 4mL de mistura de reagentes, misturando cuidadosamente;
- Após 30 minutos, medir as absorvâncias (880nm) no espectrofotómetro.

#### **Tratamento de resultados:**

Tabela IV.II: Volumes extraídos da solução padrão de fosfato (2,5 ou 2 ppm) para a preparação dos padrões para o fósforo total.

<i>C<sub>f</sub></i> [padrão] (mg NH <sub>3</sub> -N/L)	<i>C<sub>i</sub></i> (mg NH <sub>3</sub> -N/L)	<i>V<sub>f</sub></i> (mL)	<i>V<sub>i</sub></i> solução stock (mL)
1	2,5 / 2,0	50	20 / 25
0,5			10 / 12,5
0,25			5 / 6,25
0,1			2 / 2,5
0			0

Tabela IV.III: Volumes extraídos da solução padrão de fosfato (2,5ppm) para a preparação dos padrões para o fósforo solúvel.

<i>C<sub>f</sub></i> [padrão] (mg NH <sub>3</sub> -N/L)	<i>C<sub>i</sub></i> (mg NH <sub>3</sub> -N/L)	<i>V<sub>f</sub></i> (mL)	<i>V<sub>i</sub></i> solução stock (mL)
0,5	2,5 / 2,0	50	10 / 12,5
0,3			6 / 7,5
0,2			4 / 5
0,1			2 / 2,5
0			0

*Cálculo da concentração de fósforo total e solúvel pela recta de calibração:*

$$x = \frac{y-b}{m} \quad (\text{mg} / \text{L})$$

Onde

$$x = [P_t] \quad \text{ou} \quad [P_s]; \quad y = Abs$$

## **Anexo IV.V - Clorofilas**

(Método colorimétrico, protocolo do *Standard Methods*)

### **Reagentes**

*Solução aquosa de acetona (90%);*

- Diluir 9 mL da acetona (etanol 100%) em 10 mL e perfazer volume com água destilada.

Suspensão de carbonato de magnésio,  $MgCO_3$ .

### **Procedimento Experimental**

*Extracção dos pigmentos*

- Transferir o mesmo volume amostrado na determinação dos sólidos para uma proveta e adicionar para 200mL amostra 1 gota da suspensão de  $MgCO_3$ . Tomar nota do volume amostrado,  $V_{amostra}$ .

- Filtrar com um filtro de fibra de vidro esse volume;

- Colocar o filtro com os sólidos no tubo de centrifugação e adicionar 8mL de acetona a 90%;

- Macerar com ajuda de um almofariz ou com uma vareta e deixar em extracção, a 4°C no escuro, durante 24 horas;

- Centrifugar durante 20 minutos a 500g ou a 4000 rpm.

Nota: Destapar os tubos quando forem a centrifugar e colocá-los simetricamente. Começar com baixa rotação e ir aumentando.

*Determinação espectrofotométrica*

- Transferir com uma pipeta cerca de 5mL o sobrenadante límpido para uma célula de vidro de 1 cm;

- Transferir para outra célula de vidro acetona a 90%;

- Medir as absorvâncias a 750, 664, 647 e 630nm, acertando o zero com a acetona em cada comprimento de onda.

Nota: A absorvância a 750nm deve ser inferior a 0,02, uma vez que a este comprimento de onda não existe absorção dos pigmentos. Este faz uma correcção e portanto será subtraído aos outros comprimentos de onda. De preferência o seu valor deve ser pequeno. Caso não ocorra, há presença de sólidos. A absorvância de 664nm deve ser superior a 0,1.

### **Tratamento de Resultados**

*Correcção para a turbidez:*

- Subtrair a absorvância a 750nm às absorvâncias lidas nos outros comprimentos de onda:

$$Abs_{corrig.} = Abs_{lida} - Abs_{750}$$

Cálculo das concentrações em clorofila a, b e c nos extractos,  $Ca$ ,  $Cb$  e  $Cc$  :

$$Ca = 11,85(Abs_{664}) - 1,54(Abs_{647}) - 0,08(Abs_{630})$$

$$Cb = 21,03(Abs_{647}) - 5,43(Abs_{664}) - 2,66(Abs_{630})$$

$$Cc = 24,52(Abs_{630}) - 7,60(Abs_{647}) - 1,67(Abs_{664})$$

Cálculo da quantidade de pigmento por unidade de volume,  $[Clorofila]$ :

$$[Clorofila] = \frac{Ca \times V_{extracto}(L)}{V_{amostra}(m^3)}$$

Onde,

$$V_{extracto} = 8mL = 0,008L$$

#### **Anexo IV.VI - Nitratos. $NO_3$**

(Método da redução em coluna de cádmio, protocolo 4500- $NO_3$  E do *Standard Methods*)

#### **Preservação das amostras**

Guardar 100mL de amostra filtrada num frasco de vidro (juntamente com amostra para análise do fósforo solúvel) e armazenar no frio a 4°C.

#### **Reagentes**

*Reagente de Cor:*

- Adicionar 10 mL de ácido fosfórico (85%) e 1g de sulfanamida a 70mL de água destilada;
- Após a dissolução completa da sulfanamida, adicionar 0,1g N-(1-naphthyl)-ethylenediamine dihydro-chloride;
- Misturar até dissolver e diluir para 100mL com água destilada.

Nota: Solução estável durante um mês quando armazenada num frasco escuro e no frigorífico.

*Cloreto de Amónia – EDTA:*

- Dissolver 26g de  $NH_4Cl$  e 3,4g de EDTA em 1800mL de água destilada; usar um copo de 2L;
- Ajustar o pH para 8,5 com  $NH_4Cl$ , com agitação, transferir para um balão de 2L e ajustar à marca.

Solução Stock de Nitrato de sódio ou potássio,  $NaNO_3$  ou  $KNO_3$  100 ppm :

- Secar o nitrato de potássio ou sódio numa estufa a 105°C durante 24h;
- Pesar 0,7218g de nitrato de sódio seco e dissolver para um 1L (1,00mL=100,00 $\mu gNO_3^-$ );
- Preservar com 2mL de  $CHCl_3/L$

Nota: Solução estável durante 6 meses.

*Solução padrão de Nitrato, NaNO<sub>3</sub> 5ppm:*

- Diluir 5mL da solução stock de nitrato de sódio em 100mL de água destilada (1,00mL=5,00µgNO<sub>3</sub><sup>-</sup>).

### **Observações**

- Método aplicável para uma gama de concentrações de 0,01 a 1,00 mgNO<sub>3</sub>/L;
- Caso a concentração de nitrato nas amostras seja superior, deve proceder-se à sua diluição;
- A concentração de nitratos no branco não deve exceder 0,01mg/L.

### **Procedimento Experimental**

#### *Preparação dos padrões*

- Preparar os padrões (1, 0,5, 0,2 e 0,1mgNO<sub>3</sub>-N/L) a partir da solução padrão de NANO<sub>3</sub> em balões volumétricos de 50-100mL;

#### *Activação da coluna*

- Limpar a coluna com 75mL de EDTA e 25mL de água bidestilada e passar em contra-corrente com a seringa. Evitar a entrada de ar. Medir o caudal usando uma proveta de 10mL correspondendo a 1 minuto (9rpm), de modo .
- Numa proveta rolhada de 100mL adicionar 25mL do padrão mais concentrado e 75mL de NH<sub>4</sub>-EDTA. Tapar com a rolha e agitar;
- Passar na coluna de cádmio a uma taxa de 10mL/min.
- Desperdiçar aproximadamente os primeiros 40mL. Colher 50mL num erlenmeyer de 100mL e, de seguida, adicionar 2mL de reagente de cor;
- Proceder do mesmo modo com um branco (25mL de água bidestilada + 75mL de EDTA) e verificar que não se desenvolve cor. Se necessário passar um segundo branco pela coluna.

#### *Tratamento dos padrões e amostras*

- Repetir as alíneas anteriores para os restantes padrões (começando no padrão de menor concentração e acabar com o branco. Verificar que não se desenvolve cor.
- Repetir as alíneas anteriores para as amostras usando 10mL de amostra, 15mL de água bidestilada e 75mL de EDTA (diluição de 40%). Diluir se necessário.
- Medir as absorvâncias a 543nm entre 10min e 2h depois da adição do reagente de cor. Acertar absorvância zero com a água destilada.

### **Tratamento de Resultados**

*Cálculo do volume de solução stock de NaNO<sub>3</sub> para a preparação dos padrões,  $V_i$  :*

$$V_i = \frac{C_f \times 50}{C_i} \quad (\text{mg} / \text{L})$$

Tabela IV.IV: Volumes extraídos da solução padrão de NaNO<sub>3</sub> (5 ppm) para a preparação dos padrões em balões volumétricos de 50mL.

$C_f$ [padrão] (mg NO <sub>3</sub> -N/L)	$C_i$ (mg NO <sub>3</sub> -N/L)	$V_f$ (mL)	$V_i$ solução stock (mL)
0	5	50	0
0,1			1,0
0,2			2,0
0,5			5,0
1,0			10,0

Cálculo da concentração de nitrato a partir da curva de calibração,  $[Nitrato]$ :

$$[Nitrato] = 10^{\frac{y-b}{m}} \quad (mgN / L)$$

$$[Nitrato] = [Nitrato](mgN / L) \times \frac{M(NO_3)}{M(N)} \quad (mgNO_3 / L)$$

Em que,

$$y \Rightarrow E \quad (mV)$$

$b$  e  $m \Rightarrow$  parâmetros da recta de calibração

$$M(NO_3) = 62 \text{ g / mol}$$

$$M(N) = 14 \text{ g / mol}$$

Cálculo da concentração corrigida de nitrato a partir da curva de calibração,  $[Nitrato]_{corr}$ :

$$[Nitrato]_{corr} = \text{factor diluição} \times [Nitrato](mgNO_3 / L)$$

O factor de diluição para o caso de 10mL de amostra e 15mL de água bidestilada é de 10/25=0,4.

Nota: O método da redução em coluna de cádmio não é adequado para amostras com elevado valor em nitratos, mas sim para baixos valores.

#### **Anexo IV.VII - Metais, Cd e Zn**

(Método espectrofotómetro de absorção e emissão atómica, protocolo 3111B do *Standard Methods*)

#### **Equipamento:**

Espectrofotómetro de absorção atómica e respectivo material associado

#### **Preservação das amostras**

Guardar no frio o resto das amostras digeridas na análise do fósforo total (digeridas com ácido sulfúrico e ácido nítrico)

#### **Reagentes:**

Ar, limpo e seco num filtro apropriado para remoção de óleos, água e outros contaminantes.

Acetileno comercial;

Água acidificada \*:

- 2 L de água ultrapura com 3mL de HNO<sub>3</sub>. Será usada para a preparação de todos os reagentes, padrões de calibração e como água de diluição.

Padrão comercial de 1000 ppm Cd e padrão comercial de 1000 ppm Zn

### Procedimento Experimental:

*Preparação das soluções intermédias de 50 ppm de Cd e Zn:*

- Diluir 5mL da solução padrão comercial de 1000ppm de Cd para um balão de 100mL com água acidificada\*;
- Diluir 5mL da solução padrão comercial de 1000ppm de Zn para um balão de 100mL com água acidificada\*.

*Preparação da solução intermédia padrão de 2ppm de Cd e 5ppm de Zn:*

- Colocar 4mL da solução intermédia 50ppm de Cd num balão de 100mL, juntamente com 10mL da solução intermédia 50 ppm de Zn, perfazendo o volume com água acidificada\*.

*Preparação dos padrões de Cd e Zn:*

- Preparar os padrões: 0,01; 0,05; 0,2; 0,8 e 2 ppm Cd que correspondem aos padrões: 0,025; 0,125; 0,5; 0,2 e 5 ppm de Zn, usando os volumes (tabela) da solução intermédia padrão e os respectivos balões volumétricos.
- Preparar um branco (100mL) composto por água acidificada\*.

Nota: Ter atenção aos volumes preparados devido à absorção efectuada pelo equipamento. No mínimo deve ser efectuado 10mL para cada metal. O branco deve ter um volume maior

Ver qual dos padrões ou branco é mais absorvido pelo aparelho

*Determinação espectrofotométrica de absorção atómica*

- Proceder à espectrofotometria de absorção atómica para Cd a um comprimento de onda de 422,7 nm e 285,2 nm para Mg;
- Ler as absorvâncias dos padrões e branco, e das amostras.

### Tratamento dos resultados:

Tabela IV.V: Volumes extraídos da solução intermédia padrão (2ppm de Cd e 5 ppm de Zn) para a preparação dos padrões em balões volumétricos.

[padrão] (ppm Cd)	[padrão] (ppm Zn)	Ci (ppm)	Vf (mL)	Vi (mL)
0,01	0,025	2/5	100	0,5
0,05	0,125			0,5
0,2	0,5		20	2
0,8	2			8
2	5			20

Cálculo da concentração de metais a partir da curva de calibração,  $[metais]$ :

$$[metais] = 10^{\frac{y-b}{m}} \quad (ppm)$$

Em que,

$[metais] \Rightarrow$  concentração de Cd ou Zn

$y \Rightarrow$  absorvância e  $b, m \Rightarrow$  parâmetros da recta de calibração

#### **Anexo IV.VIII - Caudal**

(Método traçadores – fluoresceína)

##### **Reagentes**

*Solução stock de Fluoresceína, 10g/L:*

- Adicionar 10g de fluoresceína a 100mL de álcool etílico (acetona) e 2 gotas de hidróxido de amónia (NH<sub>4</sub>OH);
- Completar a solução com água destilada até 1L.

##### **Procedimento Experimental**

*Preparação do traçador*

- Transferir 100mL da solução stock para um frasco de Mariotte e completar com a água do rio até aos 10L (Vpreparado);
- Agitar a solução e deixar repousar durante pelo menos 30 minutos;
- Recolher uma amostra, Branco;
- Medir o caudal de injeção, q, com uma proveta e um cronómetro (q~35mL/s);
- Colocar o frasco de Mariotte a uma distância de mistura (~ 60 metros) do local de recolha das amostras;
- Iniciar a injeção e registar a hora;
- Recolher amostras:

Se o caudal for rápido (Esgueira): Recolher amostras de 30 em 30s durante os primeiros 4 minutos, de minuto a minuto durante os seguintes 4 minutos e posteriormente de 2 em 2 minutos durante os seguintes 14 minutos;

Se o caudal for lento (Canelas): Recolher amostras de 2 em 2 minutos durante os primeiros 16 minutos, de minuto a minuto durante os seguintes 16 minutos e posteriormente de 5 em 5 minutos durante os seguintes 20 minutos.

Notas:

- Se possível ir medindo a fluorescência durante a recolha das amostras para poder construir uma curva com um impulso, ou seja, para descrever a evolução do traçador ao longo do tempo até atingir a situação inicial;
- Ler a fluorescência com o canal uv-240 (canal da amónia).

- Depois de efectuada a recolha das amostras, medir o volume restante no frasco de Mariotte, V<sub>restante</sub>.

#### *Preparação dos padrões*

- Preparar padrões (0,2; 0,5 e 1 mg/L) a partir do tracer restante (10g/L) com água do rio num balão de 1L;
- Medir a fluorescência no canal uv-240 (canal da amónia).

### **Tratamento de Resultados**

*Cálculo do caudal pelo método clássico (injecção continua),  $Q_1$  :*

$$Q_1 C_0 + q C_1 = Q_2 C_2 \quad \Rightarrow \quad Q_1 = q \frac{C_1}{C_2}$$

$$C_0 \approx 0 \text{ e } C_2 \ll C_1$$

Em que,

$Q_1$  corresponde ao caudal do rio,

$C_0$  corresponde à concentração inicial do rio,

$q$  corresponde ao caudal de injecção,

$C_1$  corresponde à concentração do traçador (fluoresceína),

$C_2$  corresponde à concentração no rio após a passagem do traçador.

*Cálculo do caudal pelo método de integração (injecção directa),  $Q$  :*

$$P = VC_1 = C_i \int_0^t \left( Q + \frac{V}{t} \right) dt \quad \Rightarrow \quad Q = \frac{P}{\Delta t \sum_1^n C_i}$$

$$\left( Q + \frac{V}{t} \right) = cte, \frac{V}{t} \ll Q$$

Em que,

$P$  corresponde à massa (g)

$V$  corresponde ao volume injectado,  $V = (V_{\text{preparado}} - V_{\text{restante}}) \text{ (mL)}$

$C_1$  corresponde à concentração do traçador,

$C_i$  corresponde à concentração no rio ao longo do tempo.

Nota:

Se  $Q < 15 \text{ m}^3/\text{s}$ , diminuir  $C_1$  para metade ou baixar  $q$

Se  $Q > 100 \text{ m}^3/\text{s}$ , aumenta  $q$  até  $0,3 \text{ L/s}$



**Anexo V- Gráficos com as rectas de calibração dos caudais medidos pelo método de traçadores na ribeira de Canelas.**

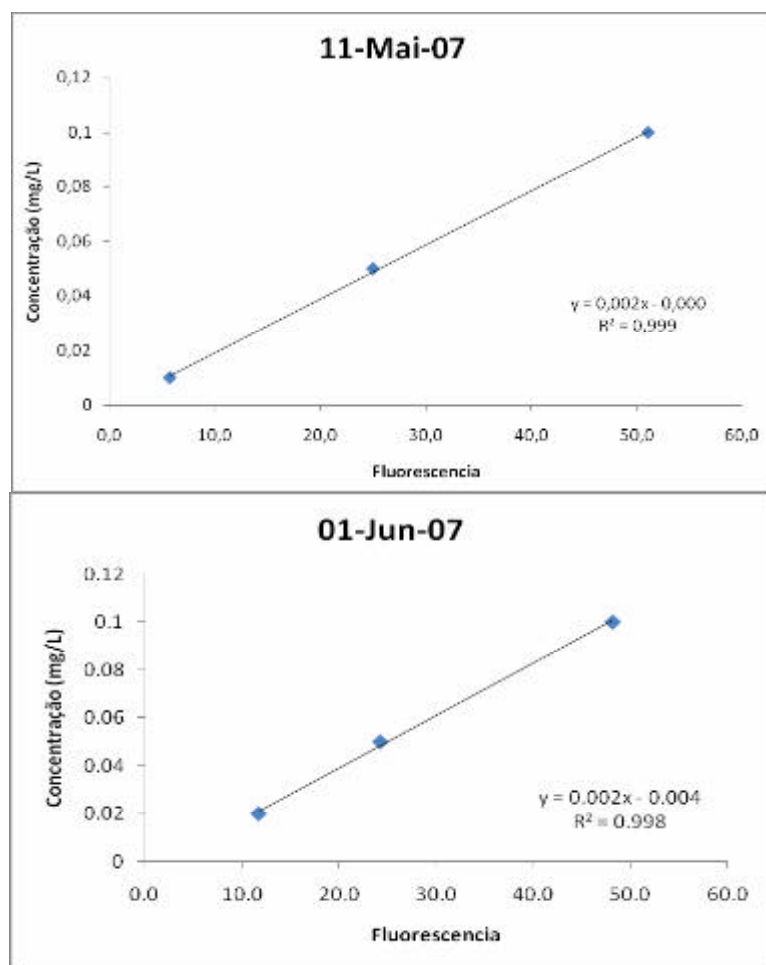


Figura V.I: Rectas de calibração do caudal na ribeira de Canelas nos dias 11 Maio e 1 Junho de 2007.

**Anexo VI- Gráficos com as rectas de calibração dos diferentes parâmetros para os locais e respectivos dias de amostragem.**

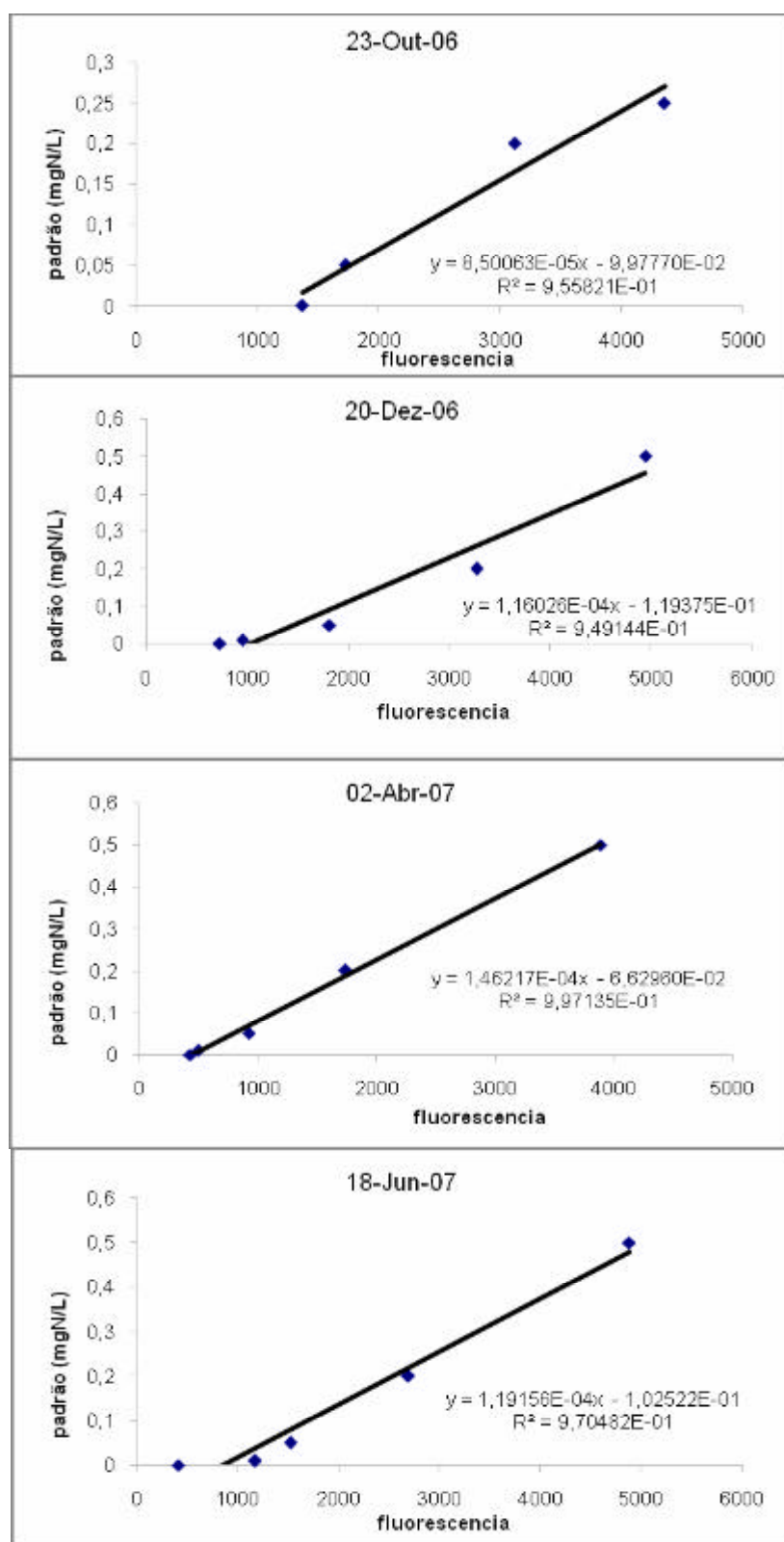


Figura VI.I: Rectas de calibração para a amónia.

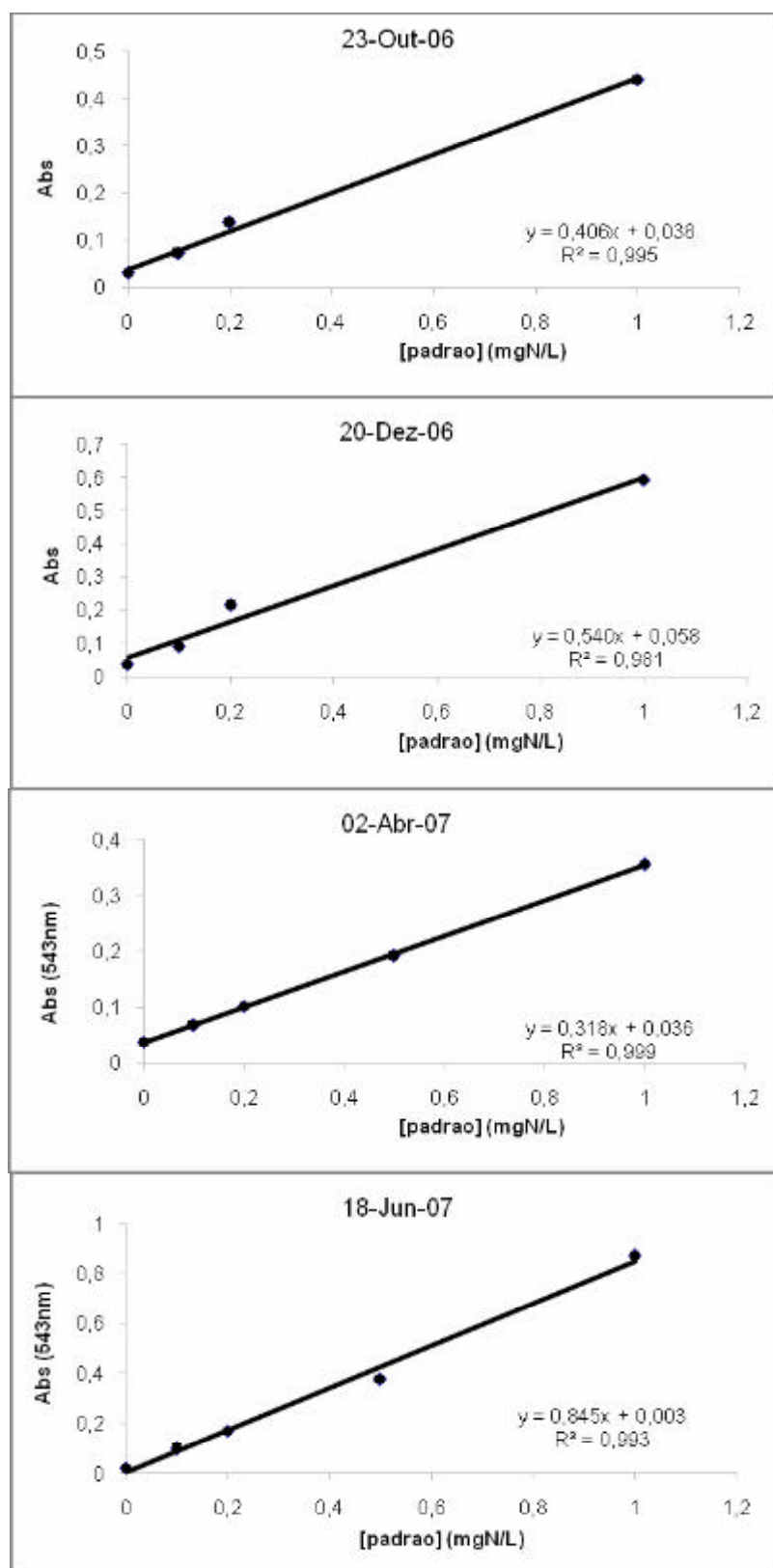


Figura VI.II: Rectas de calibração para os nitratos.

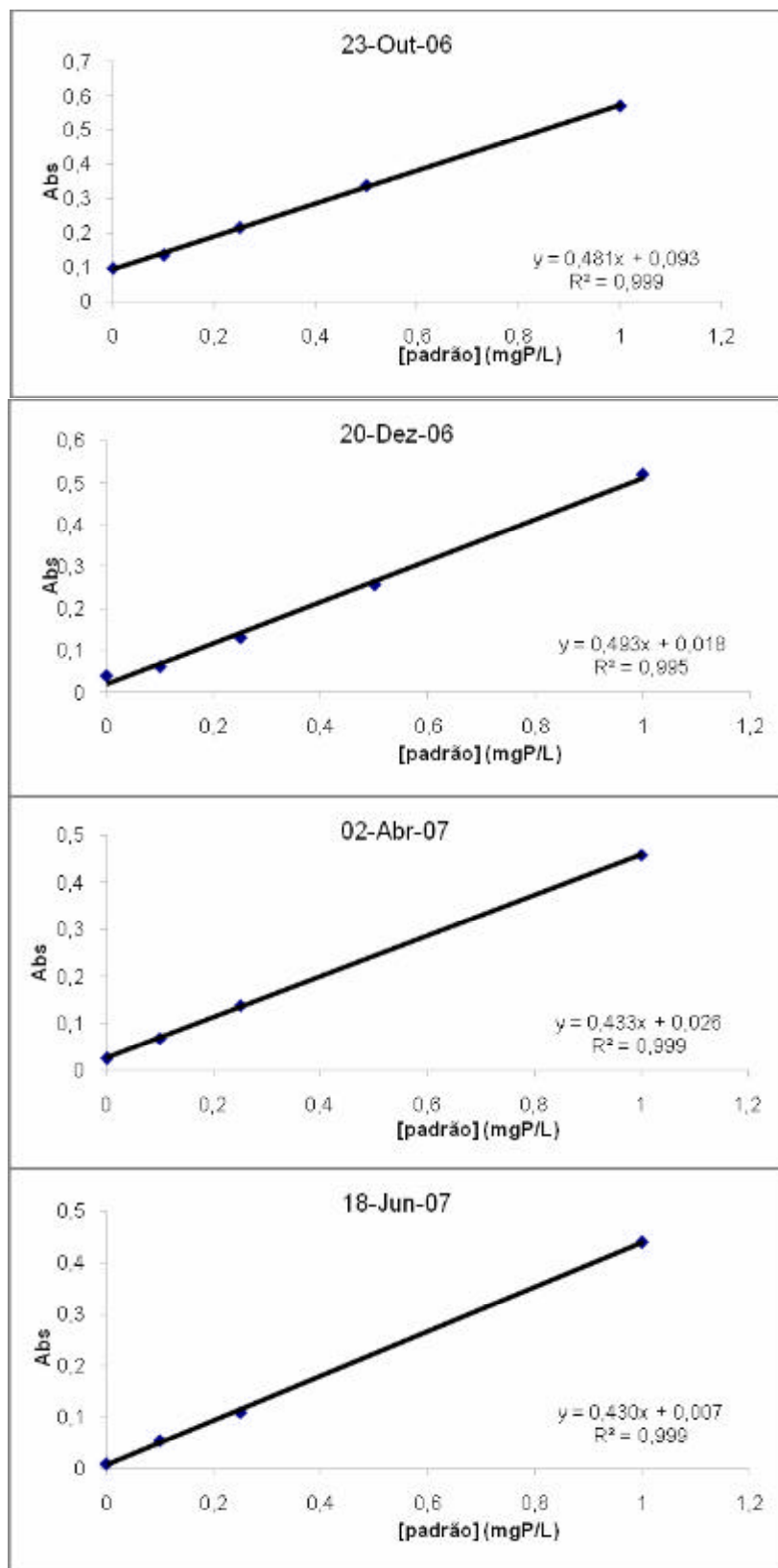


Figura VI.III: Rectas de calibração para o fósforo total.

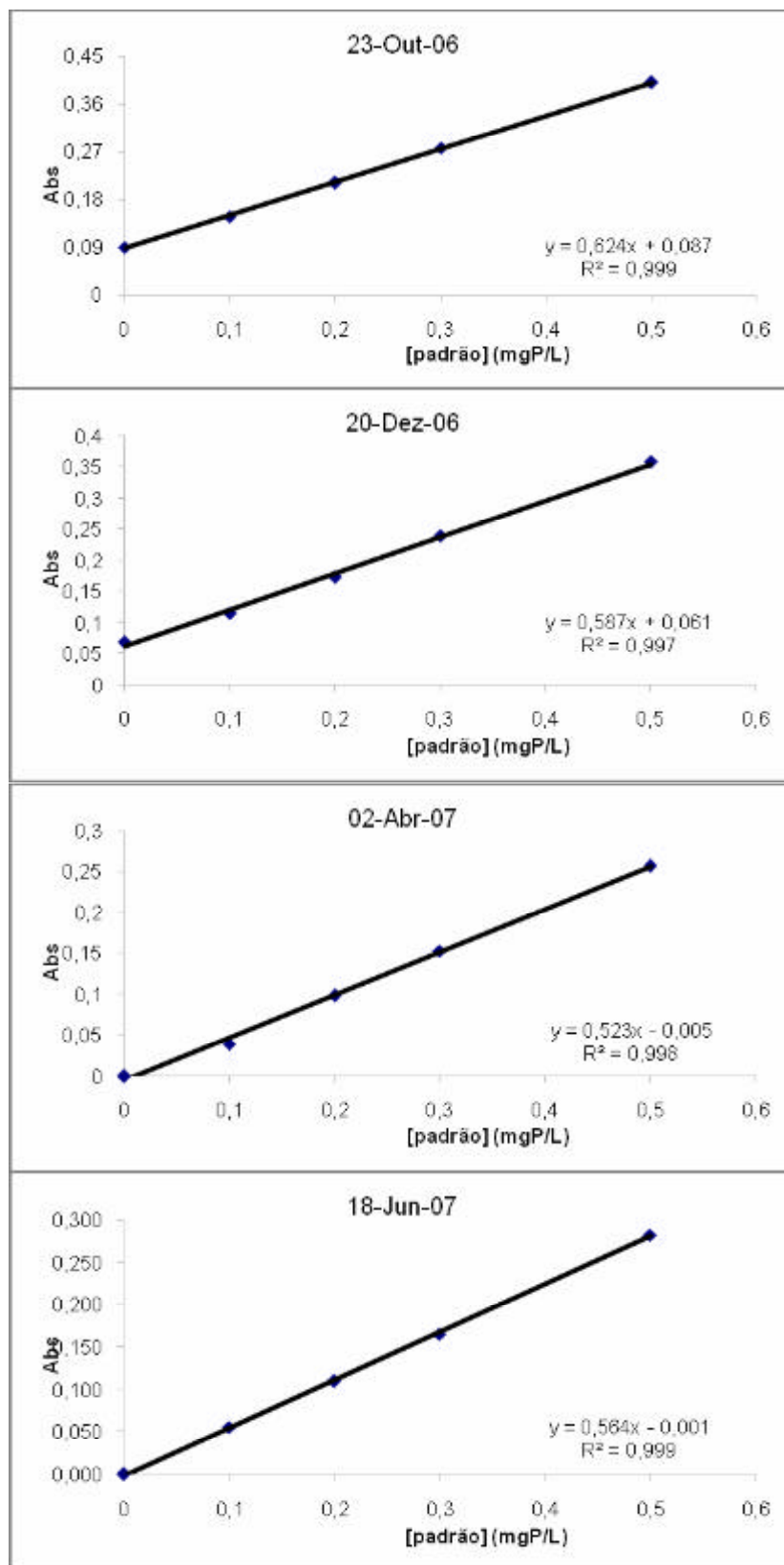


Figura VI.IV: Rectas de calibração para o fósforo solúvel.

**Anexo VII- Tabelas com os resultados obtidos das amostragens efectuadas nos locais de amostragem.**

Tabela VII.I: Tabela com os parâmetros analisados na amostragem do dia 23 Outubro de 2007.

Parâmetros	Data	23-Out-06				
	Observações Climatéricas e de Amostragem	Céu pouco nublado, presença de vento moderado e Temperatura razoável (20°C). Dias anteriores muito chuvosos (temporal).				
	Local	Esteiro de S.Pedro	Eclusa	Ribeira de Esgueira	Esteiro de Ilhavo	Esteiro de Ilhavo
	Hora	1	2	3	4B	4
Hidráulicos	Turvação (MTU)	10,59	3,528	4,915	2,217	106,9
	Corrente	9,097	7,287	7,02	2,144	8,46
Organolépticos	Aspecto/cor	transparente	transparente	cor de tijolo	transparente	sólidos
	lixo/resíduos	-	-	-	-	-
	altura (cm)	20	?	20	15	?
	Outros	-	óleos (avaria)	mau cheiro	-	presença esgoto
Físico- químicos	T (°C)	19,9	19,7	19,9	19,8	19,1
	pH	7,6	7,84	7,45	7,53	7,43
	Condutividade (µS/cm)	6230	31800	1209	45000	34200
	Salinidade (‰)	3,4	19,6	0,4	28,8	21,3
	OD (%)	84	93	83	94	103
	OD (ppm)	7,6	8,6	7,5	8,6	9,5
	Nitratos (mgNO <sub>3</sub> /L)	34,22	14,07	31,22	-	10,23
	BOD5 (mgO <sub>2</sub> /L)	6,40	2,20	2,00	2,40	7,30
	SST (mg/L)	54,25	38,67	5,63	-	160,00
	SSV (mg/L)	17,00	4,33	1,75	-	22,50
	Amónia (mgNH <sub>3</sub> /L)	-	0,16	0,30	-	-
	Fósforo total (mgP/L)	0,71	0,06	0,12	0,25	0,25
	Fosfatos (mgPO <sub>4</sub> /L)	1,42	0,17	0,33	-	0,78
	Cádmio (mgCd/L)	0,47	0,09	0,02		0,10
	Zinco (mgZn/L)	0,24	0,29	0,27		0,38
Biológicos	Clorofila (µg/L)	9,097	7,287	7,02	2,144	8,46

Tabela VII.II: Tabela com os parâmetros analisados na amostragem do dia 20 Dezembro de 2006.

Parâmetros	Data	20-Dez-06					
	Observações Climatéricas e de amostragem	Céu aberto sem presença de vento. Tempo fresco (~12°C). Últimos dias iguais					
	Local	Esteiro de S.Pedro	Eclusa	Esteiro de Esgueira	Esteiro de Ilhavo	Esteiro de Canelas	Esteiro de Estarreja
		1	2	3	4	5	6
Hidráulicos	Hora	9:52	10:47	11:22	10:24	12:02	13:24
	Corrente (Baixa mar)	++	-	+	++	+	+
Organolépticos		vazante	vazante	vazante	vazante	vazante	enchente
	Aspecto/cor	esverdeada	transparente	ferrosa	transparente	acastanhada	acastanhada
	turbidez	+	+++	++	++	+++	++++
	Turvação (NTU)	2.932	3.442	3.686	3.012	6.72	8.371
	lixo/resíduos	-	-	-	-	-	manchas
	altura (cm)	10	>150	10	10	15	?
Físico-químicos	Outros	-	Comportas fechadas	-	cheiro a esgoto	-	-
	T (°C)	8.9	10.2	11.4	11.3	9.4	10.9
	pH	7.28	7.71	7.74	7.50	6.91	6.70
	Condutividade (µS/cm)	2050	27600	19100	499	855	2090
	Salinidade (‰)	1	18.7	12.5	0	0.2	1
	OD (%)	106	96	82	101	82	94
	OD (ppm)	12.5	10.9	9.1	11.2	9.6	10.4
	Nitratos (mgNO <sub>3</sub> /L)	55.62	28.60	48.53	25.77	22.69	48.73
	BOD5 (mgO <sub>2</sub> /L)	1.80	4.90	0.90	4.00	1.20	3.50
	SST (mg/L)	9.50	8.33	6.89	2.56	8.60	44.67
	SSV (mg/L)	0.83	2.67	2.00	0.78	1.80	9.00
	Amónia (mgNH <sub>3</sub> /L)	1.01	2.20	1.05	1.57	0.83	3.45
	Fósforo total (mgP/L)	0.04	0.09	0.05	0.24	0.04	0.07
	Fosfatos (mgPO <sub>4</sub> /L)	0.26	0.19	0.07	0.65	0.03	0.05
	Cádmio (mgCd/L)	0.04	0.06	0.02	0.09	0.02	0.02
	Chumbo (mgPb/L)	0.36	0.26	0.24	0.34	0.23	1.64
Biológicos	Clorofila (µg/L)	5.355	4.765	3.962	2.916	6.050	2.264

Tabela VII.II: Tabela com os parâmetros analisados na amostragem do dia 2 Abril de 2007.

Parâmetros	Data	2-Abr-07							
	Observações Climatéricas e de amostragem	Céu aberto com presença de vento Tempo quente (~12°C). Últimos dias iguais.							
	Local	Ponte Dubadora	Canal S.Roque	Esteiro S.Pedro	Esteiro Ílhavo	Esteiro de Esgueira	Esteiro de Canelas	Esteiro Barbosa	Esteiro Estarreja
		1	2	3	4	5	6	7	8
	Hora	8:44	9:00	9:20	9:50	10:20	11:00	11:25	12:50
Hidráulicos	Corrente (Baixa mar)	+	-	+++	+++	+	+	-	-
		vazante	vazante	vazante	vazante	vazante	vazante	vazante	parada
Organolépticos	Aspecto/cor	esverdeada	esverdeada	castanha	castanha	castanha	castanha	esverdeada	castanha
	turbidez	+	++	+++	+++	+++	++	++	++
	Turvação (NTU)	0.073	0.32	2.035	3.997	2.78	4.776	4.954	4.162
	lixo/resíduos	-	-	vestígios óleo, algas verdes	sólidos flocculentos, lamas orgânicas	-	manchas		manchas óleo, muitos sólidos
	altura (cm)	>130	>130	30	30	30	10	?	30
	Outros	-	eclusa fechada	-	-	-	-	Comporta fechada	-
Físico - Químicos	T (°C)	13.1	13.3	11.6	12.6	11.6	13.1	13.7	12.6
	pH	7.87	8.25	7.91	7.73	7.57	7.14	7.07	6.98
	Condutividade (µS/cm)	28900	35600	10370	33600	18020	5020	3530	3010
	Salinidade (‰)	20.1	24.9	6.5	23.3	11.8	3	2	1.6
	OD (%)	111	122	95	104	104	90	106	100
	OD (ppm)	11.8	12.2	10.2	10.6	11.3	9.4	11.1	10.5
	Nitratos (mgNO <sub>3</sub> /L)	39.88	30.83	107.43	35.01	53.12	44.06	20.39	72.61
	BOD <sub>5</sub> (mgO <sub>2</sub> /L)	2.50	3.10	4.00	7.60	2.60	3.90	2.40	4.00
	SST (mg/L)	12.75	70.75	75.25	81.50	90.00	12.87	6.00	11.12
	SSV (mg/L)	2.38	14.38	10.50	50.75	8.67	4.00	2.37	2.12
	Amónia (mgNH <sub>3</sub> /L)	1.33	0.83	2.25	2.63	0.87	1.01	0.91	2.84
	Fósforo total (mgP/L)	0.09	0.05	0.24	0.30	0.07	0.14	0.04	0.17
	Fosfatos (mgPO <sub>4</sub> /L)	-0.29	-0.32	0.08	0.35	-0.29	-0.23	-0.35	-0.16
	Cádmio (mgCd/L)	0.05	0.07	0.03	0.07	0.05	0.02	0.01	0.00
	Zinco (mgPb/L)	0.18	0.23	0.23	0.27	0.20	0.28	0.25	1.31
Biológicos	Clorofila (µg/L)	27.190	40.340	6.591	8.042	5.027	36.170	8.221	4.268
	Clorofila (mg/m <sup>3</sup> )	10.09	14.74	-	-	-	40.65	-	-
Microbiológicos	E.Coli/100mL	143	102	6000	1140000	307	106	1	1200
	Enterococcus/100mL	61	197	864	1060	118	180	0	206



Tabela VII.II: Tabela com os parâmetros analisados na amostragem do dia 18 Junho de 2007.

Parâmetros	Data	18-Jun-07							
	Observações Climáticas e de amostragem	Céu nublado com presença de vento moderado e ausência de chuva. Tempo quente (~20°C). Últimos dias chuvosos.							
	Local	Ílhavo	Estiro de S. Pedro	Bóias – Linha de Aradas	Dubadora	Ribeira de Esgueira	Esteiro de Estarreja	Esteiro de Canelas	Ribeira de Canelas
	Hora	1	2	3	4	5	6	7	8
Hidráulicos	Corrente (Baixa mar)	+++	++	++	-	+	+	++	++
		vazante	enchente	vazante	parada	-	enchente	enchente	-
Organolépticos	Aspecto/cor	castanha	castanha	transparente	esverdeada	castanha	castanha	castanha	castanha
	turbidez	++	+++	+	++++	++	++++	+++	+++++
	Turvação (NTU)	5.665	13.39	3.382	11.95	2.669	12.43	13.02	7.836
	lixo/resíduos	-	-	-	-	Aspecto ferrosa	-	-	-
	altura (cm)	30	50	20	?	30	?	?	30
	Outros	esgoto	-	-	Eclusa fechada	-	-	meia maré	-
Físico-químicos	T (°C)	23.1	26.2	20.1	23.2	19.8	22.5	22.8	18.8
	pH	7.85	8.09	8.20	8.17	7.57	7.19	7.04	6.78
	Condutividade (µS/cm)	37500	22100	657	33400	835	3920	1155	159.7
	Salinidade (‰)	26.7	15	0.1	23.1	0.2	2.3	2	0
	OD (%)	119	94	94	93	81	89	88	86
	OD (ppm)	10.3	7.6	8.5	8	7.4	7.7	7.6	8
	Nitratos (mgNO <sub>3</sub> /L)	18.07	16.76	44.27	10.20	21.21	29.60	10.99	9.94
	BOD5 (mgO <sub>2</sub> /L)	4.50	4.30	0.70	4.00	1.10	2.80	2.00	0.30
	SST (mg/L)	29.00	55.78	4.12	107.50	3.12	25.00	25.00	29.50
	SSV (mg/L)	4.40	12.22	0.50	18.00	0.50	4.00	6.00	4.00
	Amónia (mgNH <sub>3</sub> /L)	1.60	1.27	0.85	1.14	1.00	5.08	0.64	0.54
	Fósforo total (mgP/L)	0.22	0.30	0.15	0.18	0.13	0.18	0.03	0.08
	Fosfatos (mgPO <sub>4</sub> /L)	0.52	0.54	0.31	0.39	0.22	0.17	0.08	0.03
	Cádmio (mgCd/L)	0.09	0.05	-0.02	0.08	0.00	0.01	-0.02	-0.01
	Zinco (mgZn/L)	0.23	0.18	0.13	0.23	0.11	0.47	0.10	0.07
Biológicos	Clorofila (µg/L)	5.983	9.854	3.482	19.250	3.443	8.717	30.290	1.050
Microbiológicos	E.Coli/100mL	4100	5000	18700	10700	16800	600	7	100